



Universidad  
Politécnica  
de Cartagena



Universidad  
Politécnica  
de Cartagena

Campus  
de Excelencia  
Internacional

# **ANÁLISIS Y CARACTERIZACIÓN DEL USO DE FUENTES DE AGUA NO CONVENCIONALES PARA RIEGO AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL SEGURA**

*Programa de Doctorado TAIDA (Técnicas  
Avanzadas en Investigación y Desarrollo  
Agrario y Alimentario)*

**Autor:** Manuel Jesús González Ortega  
ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6506-2462>

**Directores:** Dr. Victoriano Martínez Álvarez  
Dr. José F. Maestre Valero

*Cartagena 2020*



# **UNIVERSIDAD POLITÉCNICA DE CARTAGENA**

**Departamento de Ingeniería Agronómica**

## **ANÁLISIS Y CARACTERIZACIÓN DEL USO DE FUENTES DE AGUA NO CONVENCIONALES PARA RIEGO AGRÍCOLA EN LA CUENCA DEL SEGURA**

## **ANALYSIS AND CHARACTERIZATION OF THE USE OF NON-CONVENTIONAL WATER SOURCES FOR AGRICULTURAL IRRIGATION IN THE SEGURA BASIN**

Memoria presentada por Manuel Jesús González Ortega, Ingeniero  
Agrónomo, para optar al grado de Doctor por la Universidad Politécnica de  
Cartagena

Dirigida por los doctores del Área de Ingeniería Agroforestal: Dr. Victoriano  
Martínez Álvarez y Dr. José F. Maestre Valero

Cartagena, 2020

Esta memoria se presenta en la modalidad de compendio de publicaciones. Los artículos que constituyen la tesis son los siguientes:

- **Publicación 1:** Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.) ; **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.)** ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.); Soto-Garcia, M (Soto-Garcia, M.); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.) The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). Desalination. Volumen: 422 Páginas: 153-164 DOI: 10.1016/j.desal.2017.08.022 Fecha de publicación: NOV 15 2017
- **Publicación 2:** Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, Victoriano); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, Jose F.) ; **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, Manuel J.)** ; Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, Belen) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, Bernardo). Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain. Water. Volumen: 11 Número: 6 DOI: 10.3390/w11061233 Fecha de publicación: JUN 2019
- **Publicación 3:** Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.); **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.)**; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.); Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.). The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain. Water science and technology-water supply. Volumen: 19 Número: 5 Páginas: 1555-1562 DOI: 10.2166/ws.2019.024. Fecha de publicación: AUG 2019.
- **Publicación 4:** Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.); **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.)**; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V); Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, B.) ; Conesa-Jodar, FJ (Conesa-Jodar, F. J.) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.). Revaluing the nutrition potential of reclaimed water for irrigation in southeastern Spain. Agricultural Water Management. Volumen: 218 Páginas: 174-181 DOI: 10.1016/j.agwat.2019.03.050. Fecha de publicación: JUN 1 2019





La memoria de tesis se presenta como un compendio de artículos dentro de la rama de Ingeniería y Arquitectura. En lo que se refiere al Art. 23, punto 1 del Reglamento de Estudios Oficiales de Doctorado de 17 de diciembre de 2015, en este apartado se comprueba que el compendio de artículos que componen la tesis son artículos publicados listados en ISI-JCR y que suman al menos 12 puntos.

<u>ARTÍCULO</u>	<u>REVISTA</u>	<u>ISI-JCR</u> <u>CUARTIL</u>	<u>PUNTUACIÓN</u>
The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain)	DESALINATION	Q1	4
Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain	WATER	Q2	3
The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain	WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY- WATER SUPPLY	Q4	1
Revaluing the nutrition potential of reclaimed water for irrigation in southeastern Spain	AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT	Q1	4

Por tanto, el compendio de artículos que componen la tesis son artículos publicados listados en ISI-JCR y que suman un total 12 puntos.



**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE  
TESIS DOCTORAL POR EL/LA DIRECTORA DE LA TESIS**

D. José F. Maestre Valero Director de la Tesis doctoral “Análisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura.”

**INFORMA:**

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D. Manuel Jesús González Ortega, dentro del Programa de Doctorado Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario, dando mi conformidad para que sea presentada ante el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado para ser autorizado su depósito.

- ✓ Informe positivo sobre el plan de investigación y documento de actividades del doctorando/a emitido por el Director/ Tutor (**RAPI**).

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- ☐ Ciencias  
☐ Ciencias Sociales y Jurídicas  
☒ Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de Abril de 2020

EL DIRECTOR/A DE LA TESIS

JOSE FRANCISCO  
MAESTRE|VALERO

Fdo.: \_\_\_\_\_

Firmado digitalmente por  
JOSE FRANCISCO|MAESTRE|  
VALERO  
Fecha: 2020.04.19 11:16:53  
+02'00'

**COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO**





**CONFORMIDAD DE SOLICITUD DE AUTORIZACIÓN DE DEPÓSITO DE  
TESIS DOCTORAL POR EL DIRECTOR/A DE LA TESIS**

D. Victoriano Martínez Álvarez Director/a de la Tesis doctoral “Análisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura.”

**INFORMA:**

Que la referida Tesis Doctoral, ha sido realizada por D. Manuel Jesús González Ortega , dentro del Programa de Doctorado Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario, dando mi conformidad para que sea presentada ante el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado para ser autorizado su depósito.

- ✓ Informe positivo sobre el plan de investigación y documento de actividades del doctorando/a emitido por el Director/ Tutor (**RAPI**).

La rama de conocimiento en la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- ☐ Ciencias  
☐ Ciencias Sociales y Jurídicas  
☒ Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de Abril de 2020

EL DIRECTOR/A DE LA TESIS

VICTORIANO|  
MARTINEZ|ALVAREZ

Firmado digitalmente por VICTORIANO|MARTINEZ|  
ALVAREZ  
Nombre de reconocimiento (DN): cn=VICTORIANO|  
MARTINEZ|ALVAREZ, serialNumber= [REDACTED]  
givenName=VICTORIANO, sn=MARTINEZ ALVAREZ,  
ou=Ciudadanos, o=ACCV, c=ES  
Fecha: 2020.04.19 09:29:44 +02'00'

Fdo.: \_\_\_\_\_

**COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO**





**CONFORMIDAD DE DEPÓSITO DE TESIS DOCTORAL**  
**POR LA COMISIÓN ACADÉMICA DEL PROGRAMA**

D. Francisco Artés Hernández, Presidente/a de la Comisión Académica del Programa Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Agroalimentario.

**INFORMA:**

Que la Tesis Doctoral titulada, “Análisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura”, ha sido realizada, dentro del mencionado Programa de Doctorado, por D. Manuel Jesús González Ortega, bajo la dirección y supervisión del Drs. Victoriano Martínez Álvarez y José F. Maestre Valero.

En reunión de la Comisión Académica, visto que en la misma se acreditan los indicios de calidad correspondientes y la autorización del Director/a de la misma, se acordó dar la conformidad, con la finalidad de que sea autorizado su depósito por el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado.

- ✓ Evaluación positiva del plan de investigación y documento de actividades por el Presidente de la Comisión Académica del programa (**RAPI**).

La Rama de conocimiento por la que esta tesis ha sido desarrollada es:

- ☐ Ciencias  
☐ Ciencias Sociales y Jurídicas  
☒ Ingeniería y Arquitectura

En Cartagena, a 20 de Abril de 2020

EL PRESIDENTE DE LA COMISIÓN ACADÉMICA

Fdo:

[Redacted Signature]

FRANCISCO DE ASIS|  
ARTES|HERNANDEZ  
2020.04.20 08:43:10  
+02'00'

**COMITÉ DE DIRECCIÓN ESCUELA INTERNACIONAL DE DOCTORADO**





**Sr. D. Manuel Jesús González Ortega**

Visto el informe favorable del Director de Tesis y el Vº Bº de la Comisión Académica del Programa de Doctorado “Técnicas Avanzadas en Investigación y Desarrollo Agrario y Alimentario” para la presentación de la Tesis Doctoral titulada: **“Análisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura”** solicitada por D. MANUEL JESÚS GÓNZÁLEZ ORTEGA, el Comité de Dirección de la Escuela Internacional de Doctorado de la Universidad Politécnica de Cartagena, en reunión celebrada el 29 de abril de 2020, considerando lo dispuesto en el artículo 23 del Reglamento de Estudios Oficiales de Doctorado de la UPCT, aprobado en Consejo de Gobierno el 17 de diciembre de 2015,

**ACUERDA**

**Autorizar la presentación de la Tesis Doctoral a D. Manuel Jesús González Ortega en la modalidad de “compendio de publicaciones”.**

Contra el presente acuerdo, que no agota la vía administrativa, podrá formular recurso de alzada ante el Sr. Rector-Magnífico de la Universidad Politécnica de Cartagena, en el plazo de un mes a partir de la notificación de la presente.

Cartagena, 29 de abril de 2020

EL DIRECTOR DE LA ESCUELA  
INTERNACIONAL DE DOCTORADO

PABLO SALVADOR  
FERNANDEZ|  
ESCAMEZ

Firmado digitalmente por PABLO SALVADOR|  
FERNANDEZ|ESCAMEZ  
Nombre de reconocimiento (DN): cn=PABLO  
SALVADOR|FERNANDEZ|ESCAMEZ,  
serialNumber=, o=PABLO  
SALVADOR, sn=FERNANDEZ ESCAMEZ,  
ou=CIUDADANOS, o=ACCV, c=ES  
Fecha: 2020.04.30 10:34:32 +02'00'

Fdo.: Pablo S. Fernández Escámez



# **Agradecimientos**

## **Personales**

A mis directores de tesis, los Drs. Victoriano Martínez Álvarez y José Francisco Maestre Valero, por su constante apoyo, orientación y dedicación durante las distintas fases del doctorado.

Al personal del departamento de ingeniería agronómica, en especial a los Drs. Bernardo Martín y Mariano Soto, por sus aportaciones y consejos.

A toda la buena gente que este sevillano ha conocido en Murcia en general y en Cartagena y La Unión en particular.

A mi mujer Eva, a mi hija Irene, a mis padres y hermana y a toda mi familia, por apoyarme en todo momento y soportar mis esfuerzos por completar mi formación académica, más allá de mis duras jornadas laborales.

## **Institucionales**

A los siguientes proyectos e instituciones, por el apoyo e información recibo en los distintos trabajos de investigación realizados durante el desarrollo de los estudios de doctorado:

- ACUAMED.
- ESAMUR.
- Comunidad de Regantes del Campo de Cartagena
- Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia a través del Proyecto 19280/PI/14. Programa de Apoyo a la Investigación de la Fundación Séneca.
- Cátedra Trasvase y sostenibilidad José Manuel Claver Valderas
- Agencia Estatal de investigación AGL2017-85857-C2-2-R
- Proyecto DESEACROP LIFE16 ENV/ES/000341



*“La Agricultura es el corazón que alimenta al Mundo, y el  
Agua, la sangre que corre por sus campos.”*

*Manuel J. González Ortega, 2020.*

***Sine agricultura, nihil***



# Índice

Resumen

Abstract

Capítulo I. Introducción y objetivos .....	1
Capítulo II. Antecedentes y estado del arte.....	6
II.1. Demarcación hidrográfica del Segura .....	6
II.1.1. La cuenca hidrográfica del Segura .....	6
II.1.2. La agricultura en cuenca del Segura .....	8
II.1.3 Balance hídrico de la cuenca del Segura .....	9
II.2. Demarcación hidrográfica del Cuencas Mediterráneas Andaluzas.....	11
II.2.1. Las cuencas mediterráneas andaluzas .....	11
II.2.2 Balance hídrico en las cuencas mediterráneas andaluzas .....	12
II.3. Descripción de las instalaciones de estudio. ....	13
II.3.1 Proceso de desalinización de agua marina. ....	13
II.3.2 IDAM presentes en el estudio.....	15
II.3.3 Producción y localización IDAM en la cuenca del Segura. ....	20
II.3.4 IDAM en las cuencas mediterráneas andaluzas.....	21
II.3.5 Proceso depuración y regeneración de agua residual. ....	22
II.3.6 Regeneración en la cuenca del Segura.....	26
II.3.7 EDAR en la cuenca del Segura.....	27
II.4. La agricultura de regadío en la cuenca del Segura. ....	31
II.5. La importancia de la calidad del agua en el regadío.....	35
Capítulo III. Publicación 1 .....	44
III.1. Resumen de la publicación .....	44
III.2. Copia de la publicación .....	65
Capítulo IV. Publicación 2.....	77
IV.1. Resumen de la publicación.....	77
IV.2. Copia de la publicación.....	100
Capítulo V. Publicación 3.....	122
V.1. Resumen de la publicación.....	122
V.2. Copia de la publicación.....	130
Capítulo VI. Publicación 4.....	138
VI.1. Resumen de la publicación.....	138
VI.2. Copia de la publicación.....	149
Capítulo VII. Conclusiones.....	157
Capítulo VIII. Referencias .....	160
Apéndice I. Índice de impacto de las publicaciones .....	173





# Índice de tablas

Tabla II.1. Desalinizadoras y/o desalobradoras en el PHDS 2015/21. ....	20
Tabla II.2. Resumen de reutilización de agua en CHS. Fuente: CHS.....	27
Tabla II.3. Características de las EDAR incluidas en los artículos.....	28
Tabla II.4. Calidad de referencia del agua de riego en parcela. FAO. Fuente: (PHDS, 2015-2021) .....	37
Tabla II.5. Calidad de referencia para uso agrícola RD160/2007. Parte I.....	40
Tabla II.6. Calidad de referencia para uso agrícola RD160/2007. Parte II.....	41
Tabla II.7. Clases de calidad de las aguas regeneradas y uso agrícola y método de riego permitidos. ....	42
Tabla II.8. Requisitos de calidad de las aguas regeneradas para el riego agrícola. ....	43
Tabla III.9. Consumo de energía específica total para el AMD en riego. ....	57
Tabla IV.10. Características de las IDAM para regadío en SE España. Parte I.....	84
Tabla IV.11. Características de las IDAM para regadío en SE España. Parte II.....	85
Tabla IV.12. Consumo de energía específica por etapa.....	88
Tabla IV.13. Coste de producción y abastecimiento en agricultura de AMD 2017.....	94
Tabla IV.14. Composición y precio final del AMD a los agricultores. 2017. ....	96

# Índice de Figuras

Figura II.1. Localización de la cuenca del Segura en el sureste de España. Fuente: Elaboración propia.....	6
Figura II.2. Distribución por comunidades autónomas de la demarcación del Segura. Fuente: CHS.....	7
Figura II.3. Red hidrográfica y sus principales cuencas. Fuente: CHS.....	8
Figura II.4. Balance simplificado de agua en la CHS. Fuente: Elaboración propia. ....	10
Figura II.5. Localización de las cuencas mediterráneas andaluzas en el sureste de España. Fuente: DHCMA. ....	11
Figura II.6. Red hidrográfica y sus principales cuencas CMA. Fuente: CEDEX.....	12
Figura II.7. Esquema general de una IDAM. Fuente: ACUAMED.....	14
Figura II.8. IDAM Carboneras. Fuente: ACUAMED.....	16
Figura II.9. IDAM Valdelentisco. Fuente: ACUAMED .....	17
Figura II.10. IDAM Águilas/Guadalentín. Fuente: Agrodiario .....	18
Figura II.11. IDAM Torrevieja. Fuente: ACUAMED .....	19
Figura II.12 Mapas de desalinizadoras en la planificación hidrológica. Fuente: CHS. .	21
Figura II.13 Localización, y estado de operación de las IDAM que suministran al regadío en la DHCMA. Fuente: Junta de Andalucía.....	22
Figura II.14 Esquema general de una EDAR. Fuente: FACSA.....	23
Figura II.15 Esquema general de una ERA con distintos tipos de tratamiento. Fuente: Elaboración propia TFM.....	24
Figura II.16 Histórico volumen de agua depuradora en la Región de Murcia (hm <sup>3</sup> /año). Fuente: ESAMUR, 2017. ....	27
Figura II.17 Fotografía de las EDAR incluidas en los artículos. Fuente ESAMUR.....	29

Figura II.18. En verde, superficie en regadío existente en la cuenca del Segura. Fuente: Montesinos et al., 2009.....	32
Figura II.19. Grupos de cultivos por comarcas agrarias. Fuente: Soto-García. et al., 2014. ....	33
Figura II.20. Sistemas de riego por comarcas agrarias. Fuente: Soto-García et al., 2014. ....	33
Figura III.21 Evaluación potencial del riesgo de sodificación.....	55
Figura III.22 Balance del CO <sub>2</sub> en cultivos (Fuentes-Sumidero).....	59
Figura IV.23 Distribución del consumo específico por proceso. ....	89
Figura IV.24 Variación del coste específico respecto al ratio de funcionamiento.....	95



# Resumen

La cuenca de la Segura, situada en el sureste español, tiene una superficie aproximada de 20.234 km<sup>2</sup> que se extiende por cuatro comunidades autónomas: Región de Murcia, Andalucía, Castilla-La Mancha y Comunidad Valenciana. En referencia a la pluviometría de la zona de estudio, característica de un clima semiárido, la precipitación total media anual se encuentra por debajo de los 400 mm.

En un área con un marcado déficit hídrico, uno de los principales motores económicos de la región es la agricultura, y más concretamente la agricultura de regadío. Las características de insolación, edáficas y tecnológicas, hacen que la agricultura en la zona de la cuenca del Segura sea motor de la actividad económica, suministrando gran cantidad de productos agrícolas a mercados europeos e internacionales, con altos estándares de calidad. Además de la agricultura, el aumento de la población, el crecimiento turístico en las zonas costeras, así como los cada vez más frecuentes episodios de sequía, provocados por el acelerado cambio climático, han generado un aumento en la presión de los recursos hídricos, incidiendo aún más sobre el déficit hídrico.

En este contexto, con una limitación cada vez más aguda de las fuentes tradicionales o convencionales de agua (superficiales, subterráneas, Trasvase Tajo – Segura, etc.), se hace necesario la implementación a gran escala de fuentes alternativas o no convencionales, como la desalación y la reutilización de aguas residuales regeneradas, según los estándares necesarios para el regadío. Sin bien es verdad que en la cuenca del Segura, y en particular en Murcia, Alicante y Almería, ambas fuentes de agua están implantadas, es preciso investigar y profundizar en los aspectos agronómicos, sobre los pros y contras relativos al uso de estas fuentes de agua, no sólo por el impacto socioeconómico y ambiental que tienen, sino para poder aportar ideas innovadoras que se puedan incorporar a las futuras planificaciones hidrológicas de cuenca y mejoren su uso a nivel de explotación agrícola.

Esta tesis, compuesta por cuatro artículos científicos, analiza cuestiones relativas a la desalación y a la reutilización de agua para la agricultura. Los dos primeros artículos se centran en la evolución del consumo de agua marina desalinizada (AMD) hasta 2017, calidades, problemáticas asociadas, así como un su impacto relativo al coste de producción y la rentabilidad de los cultivos. El segundo de ellos desarrolla en profundidad una visión enfocada a consumos energéticos en las distintas fases de producción, transporte y distribución hasta el consumo por el agricultor. El tercer artículo

estudia el rol del agua regenerada en la cuenca del Segura, analizando pros y contras de su utilización agraria bajo distintos escenarios. Por último, el cuarto artículo está basado en el estudio de las singularidades del agua regenerada a la hora de implementar los planes de fertilización, considerando sus características físicas, químicas y biológicas, y teniendo en cuenta varios escenarios, mezclas y cultivos, así como su impacto económico.

Los principales resultados obtenidos de la primera línea de investigación indican que el AMD, desde un punto de vista de la caracterización fisicoquímica, tiene más beneficios que inconvenientes, sobre todo por la baja concentración de sales. Cabe destacar que las concentraciones de boro están por encima de los valores umbrales de muchos cultivos, lo que puede generar problemas de toxicidad. Desde el punto de vista del coste de producción del agua marina desalinizada, se ha determinado como un punto básico la necesidad de producción a capacidad nominal de las instalaciones de desalinización de agua de mar (IDAM) con un precio acordado con el agricultor, de manera que sea rentable el mantenimiento de las instalaciones y esté asegurada la sostenibilidad de las explotaciones de regadío.

En la segunda línea de investigación, los principales resultados obtenidos tras el análisis de los datos revelan que las altas concentraciones de muchos nutrientes esenciales pueden producir un ahorro en los costes de fertilización. Una de las estrategias más importantes a corto plazo debe ser la monitorización de la calidad del agua regenerada en riego para tener controlados los posibles problemas derivados, como son toxicidad en planta, la bioacumulación, los problemas asociados a la sodificación del suelo, etc. Con respecto al balance económico de los cultivos, los resultados muestran que las posibles pérdidas en rendimiento en ciertos cultivos son compensadas por los ahorros producidos.

Los resultados obtenidos en esta tesis “Análisis y caracterización del uso de fuentes de agua no convencionales para riego agrícola en la cuenca del Segura”, ponen de manifiesto el notable interés en seguir profundizando sobre los aspectos agronómicos que caracterizan estas fuentes de agua no convencionales. Su relevancia no sólo debe tenerse en cuenta desde un punto de vista de planificación hidrológica, a gran escala, sino que también deben desarrollarse aspectos de manejo en parcela como son las técnicas para optimizar su uso conjunto con otras fuentes de agua y la monitorización en continuo para optimizar la fertirrigación.



# Abstract

The Segura River basin, located in the south-east of Spain, has a surface area of approximately 20,234 km<sup>2</sup> within four autonomous communities: Región de Murcia, Andalucía, Castilla-La Mancha, and Comunidad Valenciana. Regarding the pluviometry in the study zone, it is characteristic of a semi-arid climate, with a mean annual total precipitation below 400 mm.

In an area with a marked water deficit, one of the main economic drivers of the region is agriculture, and more specifically, irrigated agriculture. The characteristics of insolation, soil, and technology make agriculture in the Segura basin zone the motor for economic activity, supplying a large amount of high-quality agricultural products to European and international markets. In addition to agriculture, the increase in population, the growth in tourism in the coastal zones, as well as more frequent drought episodes, caused by the growth in climate change, have generated an increase in the pressure on water resources, exacerbating the water deficit still further.

In this context, with more acute limitations on traditional or conventional water sources (surface waters, groundwater, Tajo-Segura water transfer, etc..), the large-scale implementation of alternative or non-conventional sources, such as from desalination and the reuse of regenerated waste waters, according to the standards required for irrigation, becomes necessary. Although it is true that in both these cases, in the Segura basin, and in particular in Murcia, Alicante, and Almería, these sources of water have been introduced, the agronomic aspects need to be researched and studied in depth. This is not only due to the socio-economic and environmental impact that they have, but also to contribute innovative ideas that can be incorporated into future hydrological basin planning and to improve their use at farm level.

This thesis, which consists of four scientific articles, analyses questions related to desalination and the reuse of water for agriculture. The first two articles focus on the evolution of the consumption of sea water desalination (SWD) until 2017, its qualities, associated problems, as well as its impact with regard to production costs and crop profitability. The second of them develops an in-depth vision focused on energy costs in the different phases of production, transport and distribution up to its use by the farmer. The third article studies the role of regenerated water in the Segura basin, analysing the pros and cons of its use in agriculture under different scenarios. Finally, the fourth article is based on the study of the singularities of regenerated water when implementing



fertilisation plans, considering its physical, chemical, and biological characteristics, and taking several scenarios, blends and crops into account, as well as its economic impact.

The main results obtained from the primary research line indicate that SWD, from the point of view of physico-chemical characterisation, offers more advantages than drawbacks, above all due to the low salts concentrations. It should be highlighted that the boron concentrations are above the threshold values of many crops, which may result in toxicity issues. From the point of view of the production cost of desalinated sea-water, the need for the Sea Water Desalination Plant (SWDP) to produce at a nominal capacity with a price agreed with the farmer has been determined as a basic point, in such a way that maintaining the installations is profitable and that the sustainability of irrigated farming is ensured.

In the secondary research line, the main results obtained after the analysis of the data reveal that the high concentrations of many essential nutrients may produce savings in fertilisation costs. One of the most important short-term strategies must be to monitor the quality of the regenerated water in irrigation to keep possible derived problems such as plant toxicity, bioaccumulation, the problems associated to soil sodification, etc. under control. With regard to the economic balance of the crops, the results show that possible losses in yield in certain crops can be offset by the savings produced.

The results obtained in this thesis “Analysis and characterisation of the use of non-conventional water sources for agricultural irrigation in the Segura River basin” highlight the notable interest in continuing further study into the agronomic aspects that characterise these non-conventional water sources. Their relevance must not only be taken into account from the hydrographical planning point of view, at a large scale, but also aspects of on-field management must be developed, such as techniques to optimise their use together with other water sources and continual monitoring to optimise fertigation.



## Capítulo I. Introducción y objetivos

En las últimas décadas el aumento de la población ha provocado una mayor necesidad de producción agrícola, lo que ha incrementado las superficies regables y por tanto la demanda de agua. Este aumento ha sido especialmente intenso en las zonas costeras, como es el caso del arco Mediterráneo. El aumento de esta demanda de agua ha llevado a muchas cuencas de ríos de la zona mediterránea a un déficit hídrico, con especial presión sobre las fuentes de aguas convencionales o tradicionales. El problema del déficit hídrico de las cuencas costeras se ha intentado solventar durante muchos años mediante conexiones con cuencas interiores mejor dotadas, lo que ha provocado conflictos entre los diferentes usuarios (IPCC, 2014).

Todos estos problemas se han intensificado en el marco del cambio climático, y su perceptible aceleración de los últimos tiempos, lo que augura un empeoramiento de estas circunstancias en un futuro cercano (Iglesias et al. 2011). Uno de los sectores donde la escasez de agua afecta más es la agricultura de regadío, ya que la agricultura supone el 70% de la extracción del agua dulce mundial y el 90% del consumo (MEDWS&DWG, 2008). Es por ello que esta escasez de agua pone en serio peligro la producción agrícola en los países de la cuenca mediterránea y en otras regiones áridas o semiáridas.

La agricultura es un motor de desarrollo socioeconómico en muchas partes de España, siendo el regadío el mayor exponente en la tecnificación de esta. Es el caso de la cuenca del Segura donde el clima es semiárido y la escasez de agua para el riego es especialmente severa, a pesar de recibir recursos externos de cuenca, como es el trasvase Tajo-Segura. Sin embargo, este desarrollo tiene asociado un elevado consumo de agua y energía, así como de emisiones de gases de efecto invernadero, cuyas consecuencias son la contaminación ambiental y reducción de recursos hídricos disponibles. Dicha problemática se verá agravada si se tiene en cuenta que la producción mundial de alimentos se deberá incrementar un 70% para el año 2050, debido al crecimiento de la población (FAO 2009).

Uno de los principales efectos negativos que ha tenido la agricultura de regadío es que ha provocado un deterioro medioambiental significativo, degradando tanto suelos como acuíferos, así como ecosistemas colindantes. Esta degradación ha venido en parte provocada por la sobreexplotación de recursos superficiales y subterráneos, así

como del empleo masivo de fertilización en riego. Por lo tanto, una de las medidas importantes para luchar contra estos problemas en la cuenca del Segura, es reducir la presión sobre recursos hídricos convencionales. De esta forma, se podrá preservar tanto el medio ambiente, como seguir desarrollando una agricultura de regadío más tecnificada y eficiente. Esta agricultura tecnificada es un hecho palpable hoy en día, donde se pone de manifiesto la integración de tecnologías de la información, con sistemas cada vez más eficientes de riego por goteo y fertirrigación, así como por el uso de estrategias particulares, como el riego deficitario.

Dentro de las estrategias para reducir el impacto sobre los recursos hídricos superficiales y subterráneos, en muchas cuencas deficitarias, se está potenciando el uso de fuentes de agua no convencionales como son el caso del agua desalinizada y del agua regenerada.

El objetivo general de la presente investigación es la ampliación del conocimiento científico sobre el uso de fuentes de agua no convencionales, agua marina desalinizada y agua regenerada, dentro del contexto de la agricultura de regadío, incluyendo los siguientes objetivos específicos:

- i) Caracterizar el consumo de agua marina desalinizada en la cuenca del Segura. Volúmenes de agua producidos por las diferentes instalaciones que han ido entrando en funcionamiento en los últimos 10 años, así como la influencia de los periodos secos y húmedos a las ratios de producción.
- ii) Evaluar la caracterización fisicoquímica del AMD desde un punto de vista agronómico, donde se analiza la salinidad, concentración de nutrientes esenciales  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$ , evaluación de problemas por fitotoxicidad de los elementos  $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$ , los riesgos asociados al potencial de sodificación del suelo por el uso del AMD, así como la estabilidad química del agua a la hora de su planteamiento como vehículo de transporte para la fertilización.
- iii) Análisis del binomio agua y energía, y su relación con la huella de carbono y los gases de efecto invernadero. Analizar el consumo energético específico, en kW/h, en función de diferentes tecnologías y cultivos.
- iv) Análisis económico relacionado con el coste de producción del AMD, en función de los distintos tipos de costes que conforman el precio final de venta.

Un análisis diferenciado en función del tipo de infraestructura, su gestión pública o privada, así como los costes derivados de transporte y distribución. Evaluación del precio final de venta a explotación y análisis de sus rentabilidades.

- v) Evaluación de la producción de agua regenerada en la región de Murcia. La capacidad de producción de las depuradoras y regeneradoras de agua en diferentes áreas de Murcia.
- vi) Analizar el papel que juega el agua regenerada desde el punto de vista agronómico, caracterizando el agua, en función del diferentes EDAR que se han contemplado en el estudio.
- vii) Caracterización del agua regenerada desde el punto de vista de nutrientes esenciales, así como problemas derivados de fitotóxicos de los elementos  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ , y/o contenido microbiológico. Evaluación de la salinidad del agua regenerada y sus afecciones a la producción agrícola. Evaluación de los riesgos asociados al potencial de sodificación del suelo.
- viii) Determinación de las dosis de fertilización teniendo en cuenta diferentes modelos de uso de agua regenerada con y sin mezclas con otros recursos. Se analizan los riesgos agronómicos del uso del agua regenerada por su potencial de fertilización, así como una evaluación económica que mida la rentabilidad del uso del agua regenerada, sus pros y contras.
- ix) Desarrollar estrategias de uso del agua marina desalinizada y del agua regenerada que permitan incorporar ciertos aspectos, que hasta ahora no se habían contemplado, para implementarlas dentro de los planes de cuenca, y de las planificaciones de riegos de cada zona, en función de sus características contextuales.

Para lograr estos objetivos, el presente trabajo se ha estructurado de la siguiente manera:

En el capítulo II se desarrollan se exponen los antecedentes del trabajo, incluyendo la descripción de las zonas de estudio, así el estado del conocimiento actual en materia de agua marina desalinizada y agua regenerada y los diferentes aspectos abordados en la tesis. Una caracterización de las principales instalaciones que componen los artículos posteriores, tanto las IDAM, como las EDAR. Se aborda también

la importancia de la agricultura de regadío y la importancia de la calidad del agua de riego, analizando sus principales parámetros y haciendo referencia a los marcos legales.

Los capítulos III y IV corresponden al apartado de la investigación centrada en el agua marina desalinizada. En el capítulo III se abordan la descripción, desde un punto de vista crítico, del desarrollo y grado de implantación del AMD en la agricultura de la cuenca del río Segura. Los datos del estudio han sido suministrados por la Sociedad Estatal de Aguas de las Cuencas Mediterráneas (ACUAMED), así como informes técnicos de un número importante de IDAM, publicaciones científicas y entrevistas y comunicaciones con jefes de IDAM y comunidades de regantes. En este primer artículo se realiza una caracterización completa desde un punto de vista agronómico del agua marina desalinizada, enfocada a aspectos como la salinidad ( $CE_{umbral}$ ), las concentraciones de nutrientes esenciales  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$ , cómo y en qué cantidad se presentan. Se desarrolla una caracterización de elementos que pueden dañar directamente a la planta, por la vía de la fitotoxicidad ( $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$ ) y se analizan otros parámetros como el grado de sodificación que puede afectar al suelo. Otro apartado que evalúa este artículo es el de la estabilidad química del AMD tan importante como vehículo para el transporte de los nutrientes vía fertirrigación, incompatibilidades que pudieran afectar a los equipos de riego o a los propios cultivos. Tras la caracterización del agua marina desalinizada, el artículo analiza, una primera aproximación del consumo energético, desde un punto de vista ambiental, los gases de efecto invernadero, así como la huella de carbono. Por último, se realiza también una primera aproximación sobre los costes asociados a la producción del AMD, que el segundo artículo desarrolla más ampliamente como una intensificación en la investigación de esta fuente no convencional.

En el capítulo IV se realiza un análisis más profundo sobre la evaluación de costes asociados a la producción de AMD, así como el precio final de venta al agricultor. Se evalúa el coste de producción de varias IDAM privadas y varias públicas, comparando los Consumos de Energía Específica por etapas de producción, transporte y distribución. Tras analizar el coste de producción en este mismo artículo se evalúa el precio de venta al agricultor para comprobar su grado de rentabilidad en los cultivos, respecto al precio de venta de otras fuentes de agua convencionales. Para eso se analiza también los costes comparativamente cuando ha habido una intervención del precio, subsidiando parte del mismo, y cómo estas actuaciones por parte de los estamentos públicos favorecen el aumento en la demanda del AMD, y provocan a su vez un abaratamiento por la vía de tener las instalaciones funcionando a volúmenes nominales.

En el capítulo V comienza el desarrollo de la investigación del agua regenerada, con el resumen del artículo sobre el papel del agua regenerada en el regadío en el sureste de España. Para realizar el análisis se parte de dos escenarios, por un lado que contemplan el análisis del agua regenerada con mezcla de agua de trasvase Tajo Segura, y por otro lado el riego directo con agua regenerada. Estos dos escenarios son contextos muy habituales en la zona de la cuenca del Segura. Se evalúan los aspectos nutricionales para valorarlo con dos cultivos característicos en la zona como son el limonero y la lechuga. Se revisarán los umbrales de toxicidad para los escenarios planteados con los elementos fitotóxicos  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ . Además, se ha calculado el RAS así como su relación con la conductividad eléctrica, determinando el potencial de sodificación del suelo provocado por este tipo de agua (Ayers y Westcot 1985). La tolerancia a la salinidad es una cualidad muy representativa de los cultivos del regadío del Mediterráneo, por lo que también se ha analizado la relación lineal con la reducción del rendimiento de cultivos (Maas y Hoffman 1977) como: lechuga, el melón, el pepino, tomate o naranja. Finalmente se ha hecho una comparativa de varios indicadores de la calidad del agua con los valores umbrales establecidos. Entre los indicadores de la calidad del agua medidos se encuentran: huevos de helmitos spp, *Escherichia coli*, sólidos en suspensión (ppm) y turbidez (NTU).

En el capítulo VI, tras la caracterización realizada en el artículo anterior, se analiza como intensificación en el estudio de las aguas regeneradas, el enfoque de esta fuente de agua no convencional desde el punto de vista de la fertirrigación. Esta parte del estudio está contextualizado en la región de Murcia, discretizando tres áreas con diferentes cultivos muy habituales como son melón, lechuga iceberg (ic), lechuga Little gem (LG) melocotón, limón y tomate, para poder establecer las dosis de fertilización. Se comparan las características del agua producto de varias EDAR, con líneas de tratamientos diferentes, y caudales diferentes, y se contrastan con recursos convencionales que están a disposición en la zona del SE de España. Con este análisis se podrá comprobar los pros y contras del agua regenerada como matriz de fertilización, y se podrán establecer conclusiones a la hora de implementar ajustes en los planes de fertilización a nivel de parcela.

Por último, indicar la estructura general del documento compuesto por ocho capítulos. A continuación de esta introducción, en el capítulo II, se exponen los antecedentes del trabajo, incluyendo la descripción de las zonas de estudio, así como diferentes aspectos como son las tipologías de instalaciones, o la importancia de la calidad del agua en la agricultura. Los siguientes capítulos (III, IV, V y VI) presentan los

resúmenes en castellano de cada una de las tres publicaciones que conforman esta tesis doctoral, que se presenta como compendio de publicaciones, así como la versión original de dichos artículos en inglés. En el capítulo VII se presentan las conclusiones de la tesis, mientras que en el capítulo VIII se recoge la bibliografía citada a lo largo del documento. Finalmente, se incluye un anejo donde se informa acerca de los índices de impacto de las cuatro publicaciones.



## Capítulo II. Antecedentes y estado del arte

### II.1. Demarcación hidrográfica del Segura

#### II.1.1. La cuenca hidrográfica del Segura

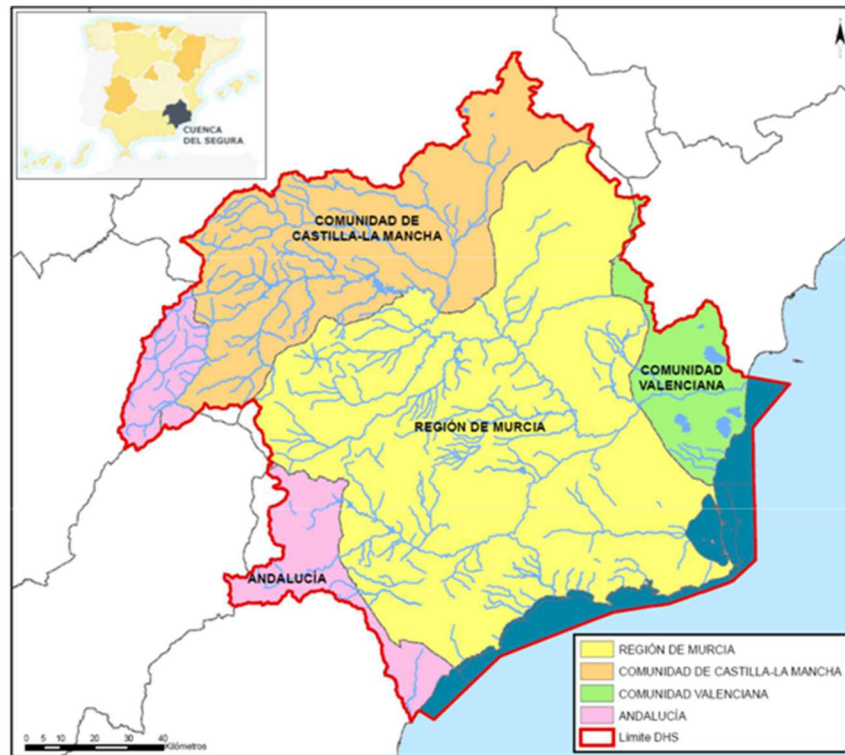
La cuenca del Segura, situada en el sureste de la Península Ibérica (Figura II.1), cubre un área de 19.025 km<sup>2</sup> y abarca las comunidades autónomas de la Región de Murcia, Andalucía (provincias de Jaén, Granada y Almería), Castilla-La Mancha (provincia de Albacete) y Comunidad Valenciana (provincia de Alicante) (Figura II.2). De estas cuatro comunidades, es la Región de Murcia la que más superficie ocupa dentro de la cuenca, 11.180 km<sup>2</sup>, lo que supone un 58,8% del total, seguida de Castilla-La Mancha con un 25,0%, Andalucía con un 9,4% y la Comunidad Valenciana con un 6,8%.

**Figura II.1.** Localización de la cuenca del Segura en el sureste de España.

Fuente Elaboración propia.



**Figura II.2.** Distribución por comunidades autónomas de la demarcación del Segura. Fuente: CHS.

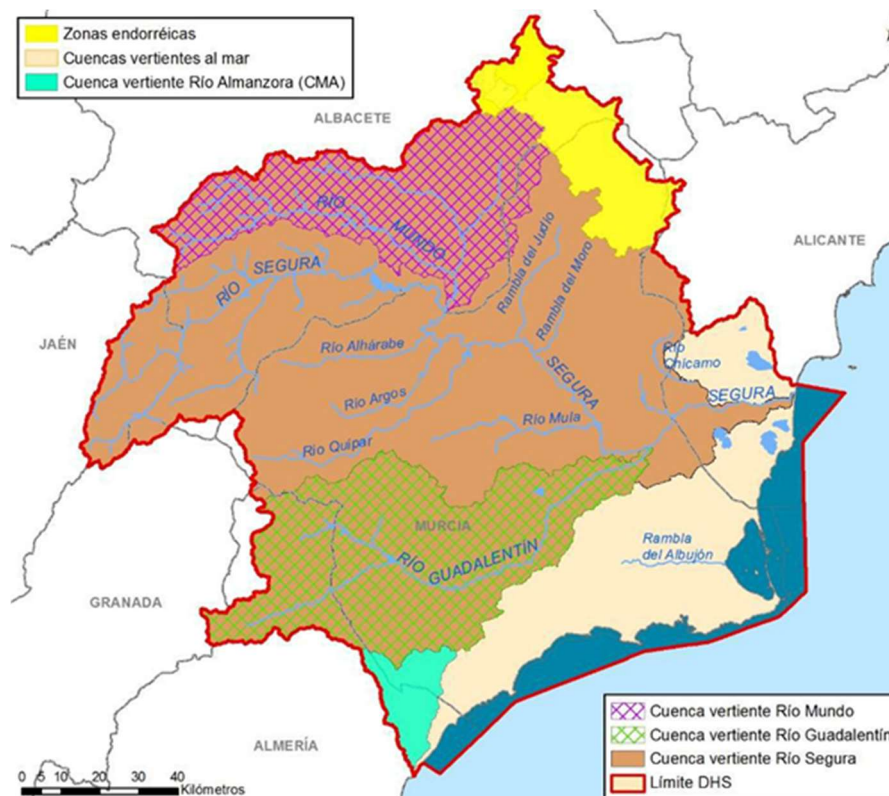


Su población en 2017 era de aproximadamente 1.945.113 de habitantes, siendo la previsión de crecimiento de población para 2027 de 2.000.524 y para 2033 de 2.004.079 habitantes.

La red de drenaje se localiza en el territorio de la demarcación del Segura, como puede verse en la Figura II.3, y está formada por el río Segura, como único río principal y el conjunto de sus afluentes, junto con las grandes divisorias fluviales y sus principales cumbres. El resto de los cauces son ramblas efímeras directas al mar con una respuesta hidrológica muy irregular condicionada por los aguaceros sobre sus cuencas vertientes.

La generación principal de recursos hídricos se concentra en la cabecera de la cuenca (ríos Segura y Mundo hasta su confluencia). Aguas abajo de esta confluencia, los cauces de la margen izquierda son, en general, ramblas sin aportaciones permanentes y con un marcado carácter torrencial (ramblas del Judío, Moro, etc.); mientras que, los de la margen derecha son, en general, ríos permanentes (Moratalla, Argos, Quípar, Mula, Guadalentín) con caudales exigüos.

**Figura II.3.** Red hidrográfica y sus principales cuencas. Fuente: CHS.



En referencia a la pluviometría de la zona de estudio, según datos del Sistema Integrado para la Modelación del proceso Precipitación Aportación de la base de datos del CEDEX, la precipitación total media anual se encuentra en torno a los 385,5 mm (serie 1940/41-2011/12) y a 374,9 mm (serie 1980/81-2011/12); siendo característicos de esta zona los episodios de fuerte sequía, intercalados con periodos de la llamada “gota fría”, lo que da muestra de una alta variabilidad de las aportaciones de agua.

### **II.1.2. La agricultura en cuenca del Segura**

De acuerdo con la clasificación del Sistema de Información sobre Ocupación del Suelo de España (SIOSE), los principales usos del suelo en la demarcación hidrográfica del Segura son el forestal y pastos, con un 49% del total del suelo, seguido por el uso agrícola ocupando un 45% del suelo total de la demarcación.

La cuenca del Segura es una región predominantemente agraria, donde aproximadamente 8602 km<sup>2</sup> de la superficie corresponde a tierras de cultivo, mientras que 9258 km<sup>2</sup> es terreno forestal, 913 km<sup>2</sup> son superficies artificiales, 225 km<sup>2</sup> masas de agua y 26 km<sup>2</sup> humedales (CHS, 2018). La superficie agraria de la Demarcación

Hidrográfica del Segura asciende a 679.976 ha, mientras que la superficie regable es de 389.256 ha, de las que 269.022 ha constituyen la superficie regada (69,1%) (CHS, 2007). La superficie de regadío se ha duplicado en los últimos 35 años, lo que agrava la situación de escasez de agua de la cuenca y el problema de la sobreexplotación en muchos acuíferos (Molina et al. 2009).

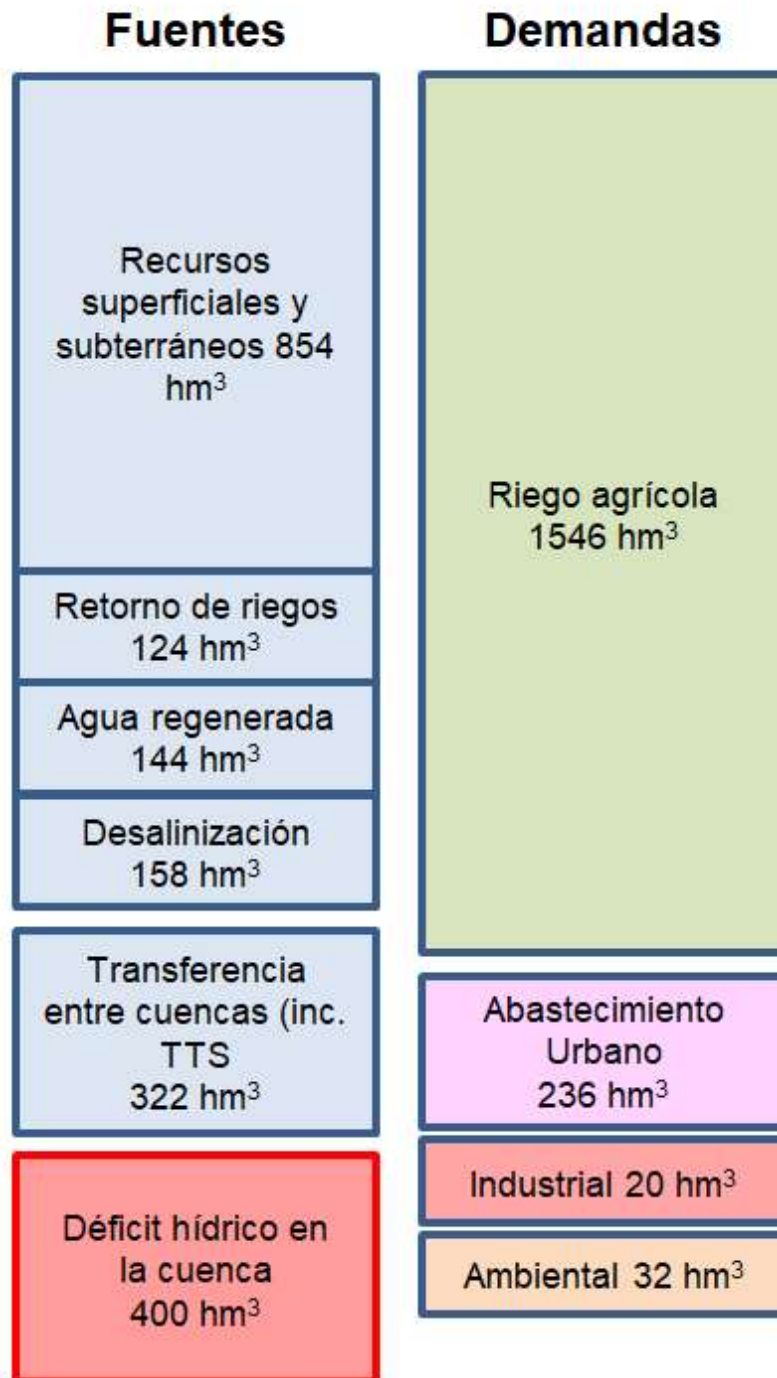
La continuidad en la escasez de agua ha afectado y afecta a la agricultura de regadío de la zona que actualmente, con más de 260.000 ha, está provocando una sobre explotación de los acuíferos. Esta superficie de riego está dividida en dos áreas o zona regables: la primera es el área regable tradicional, y la otra es la zona regable del trasvase T-S, esta última zona supone aproximadamente 147.000 ha. Los tipos de cultivo se reparten en la superficie en 47% cultivo hortícola, 25% frutales, 15% cítricos y 15% otros cultivos, como viña, melón o invernaderos (E. Swyngedouw et al., 2016)

### ***II.1.3 Balance hídrico de la cuenca del Segura***

En la Figura II.4. se resumen las estimaciones oficiales más recientes de los recursos y las demandas de agua en la cuenca del Segura. La media de las aportaciones al régimen natural en el período 1980/81-2011/12 es de 823 hm<sup>3</sup>/año; cifra que incluye tanto los recursos superficiales como los subterráneos renovables. Las extracciones de aguas subterráneas y superficiales se estiman en 854 hm<sup>3</sup>/año. Los recursos procedentes de trasvase entre cuencas, supone 322 hm<sup>3</sup>/año, siendo el principal el Trasvase Tajo-Segura. Los recursos procedentes de la reutilización del agua (retornos de riego y depuración de aguas residuales) son aproximadamente 124 y 144 hm<sup>3</sup>/año, respectivamente, mientras que los procedentes de desalinización son 158 hm<sup>3</sup>/año (CHS, 2015).

En cuanto a las demandas, la principal demanda es la agrícola con un consumo medio de 1546 hm<sup>3</sup>/año, seguida de lejos por la urbana (236 hm<sup>3</sup>/año), la industrial (20 hm<sup>3</sup>/año), y la ambiental (32 hm<sup>3</sup>/año).

**Figura II.4.** Balance simplificado de agua en la CHS. Fuente: Elaboración propia.



Balance simplificado de agua de la Cuenca del Segura. Elaborado con datos de la media natural de las fuentes en el periodo de 1980/81 a 2011/12, y las demandas en el escenario de 2015

Para el cálculo del balance hídrico de la cuenca no se consideran los recursos no renovables utilizados en la cuenca, por lo que, para una demanda de 1834  $\text{hm}^3/\text{año}$  y un total de recursos renovables de 1478  $\text{hm}^3/\text{año}$ , se obtendría un déficit estructural

de aproximadamente 400 hm<sup>3</sup>/año. Este déficit se cubre en gran parte mediante las extracciones de recursos subterráneos no renovables y mediante una aplicación deficitaria de agua a los cultivos en muchas zonas, que se estima en 230 hm<sup>3</sup>/año.

## **II.2. Demarcación hidrográfica del Cuencas Mediterráneas Andaluzas.**

### ***II.2.1. Las cuencas mediterráneas andaluzas***

La Demarcación hidrográfica del Cuencas Mediterráneas Andaluzas (DHCMA), situada en el sureste de la Península Ibérica (Figura II.5), cubre un área de 17.952 km<sup>2</sup>, sin incluir las aguas costeras, y están localizadas completamente dentro de la comunidad autónoma de Andalucía.

**Figura II.5.** Localización de las cuencas mediterráneas andaluzas en el sureste de España. Fuente: DHCMA.



La precipitación anual en el conjunto de la DHCMA está en torno a los 541 mm (9615 hm<sup>3</sup>) como media de los valores de la serie registrada en la red de pluviómetros para el periodo 1940/41 a 2011/12, oscilando entre valores máximos de 956 mm en los años más húmedos y 261 mm en los más secos. En el periodo 1980/81-2011/12 la precipitación anual es de 512 mm (9100 hm<sup>3</sup>), casi un 6% inferior al valor de la serie histórica, estando los máximos y los mínimos de toda la serie histórica dentro del periodo corto (PHDCMA, 2015).





Los recursos hídricos cedidos a otras demarcaciones desde la DHCMA son 56 hm<sup>3</sup>, correspondientes al trasvase Guadiaro-Majaceite y 110.000 m<sup>2</sup> anuales que se exportan a Villanueva de Tapia desde la Masa de agua subterránea 060.030 Sierra de Archidona.

Hay que indicar que según la memoria del Plan Hidrológico de la Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas 2015/2021 (DHCMA, 2015), los recursos hídricos disponibles que provienen de la desalación son 23 hm<sup>3</sup>/año, lo que supone un 2,1% de los recursos hídricos propios de la demarcación (1086 hm<sup>3</sup>/año). Destacar también que los recursos procedentes de la desalación de agua marina superan a los procedentes de la reutilización de aguas residuales urbanas regeneradas (21 hm<sup>3</sup>/año) (PHCMA, 2015).

### **II.3. Descripción de las instalaciones de estudio.**

#### ***II.3.1 Proceso de desalinización de agua marina.***

Las instalaciones de desalinización de agua marina que se recogen en este documento corresponden a instalaciones de ósmosis inversa, con una estructura muy similar. Se puede ver un diagrama de instalaciones de una IDAM tipo de manera general, en la Figura II.7. Una instalación de ósmosis inversa consta fundamentalmente de las siguientes etapas:

##### **(1) Toma de agua de mar**

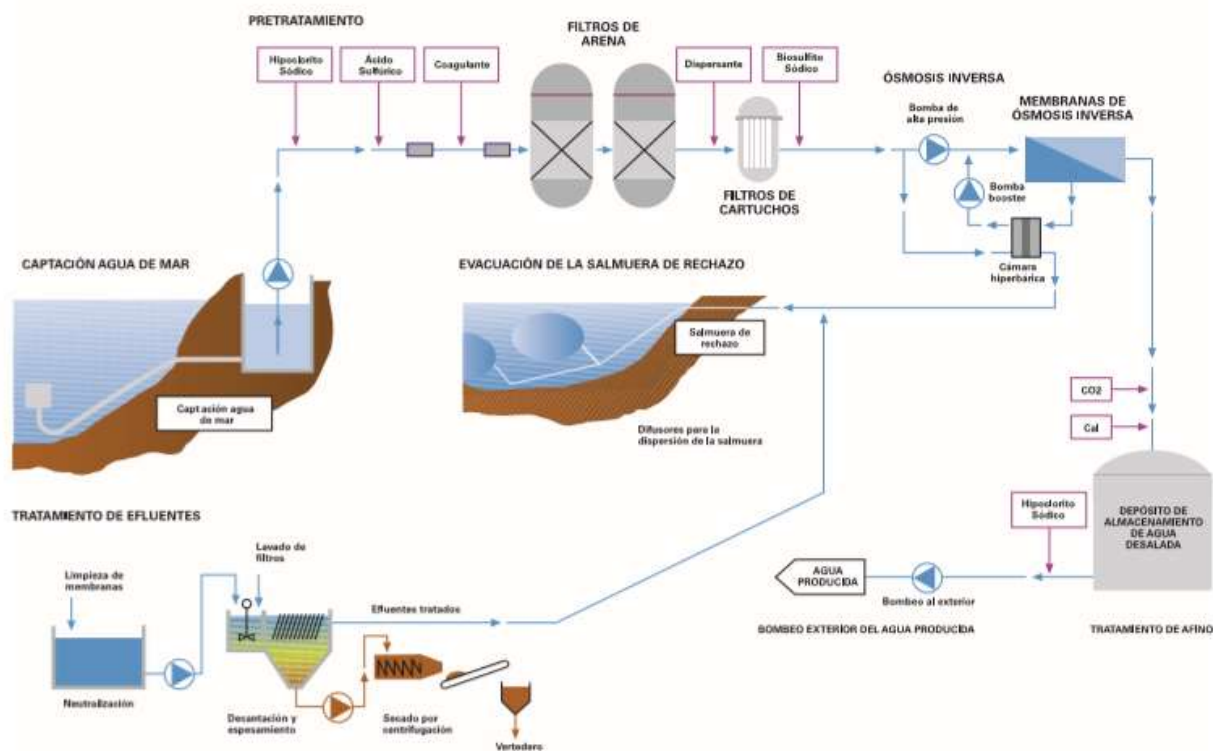
La captación de agua de mar se puede hacer mediante toma abierta o mediante pozos.

En relación con el aspecto cualitativo, la toma abierta genera más incertidumbres ya que es más vulnerable a todo tipo de vertidos contaminantes, presenta mayor variabilidad de calidad, y está sujeta a variaciones de temperatura; por el contrario, el agua de pozo presenta una calidad mejor y es más homogénea.

Ahora bien, desde el punto de vista de la garantía de caudal, las ventajas son para la toma abierta, ya que la experiencia demuestra la dificultad de asegurar el caudal de producción en el agua de pozo por lo que, para plantas de gran tamaño, se aconseja la toma abierta de agua de mar, aunque presente el inconveniente de una mayor complejidad en la etapa de pretratamiento.



**Figura II.7.** Esquema general de una IDAM. Fuente: ACUAMED



## (2) Pretratamiento

El pretratamiento de una instalación de desalinización está concebido para conseguir los siguientes objetivos, como son la eliminación de turbidez y sólidos en suspensión, el ajuste y control de pH, controlar los compuestos que puedan contribuir a obturar las membranas, impedir la formación de materia orgánica, y mejorar el índice de densidad de sedimentos (Silt Density Index SDI) o índice de "ensuciamiento" del agua de alimentación hasta valores inferiores a 5.

El esquema general, en función de dichos objetivos, incluye procesos unitarios como son la dosificación de reactivos, el desarenado, la coagulación y floculación, la decantación, y la filtración.

## (3) Recuperación de energía / Bombeo de alta presión

Las bombas de alta presión (60-70 bar) son los equipos que alimentan las membranas de ósmosis inversa a la presión adecuada para que pueda producirse la separación entre el permeado (agua desalada) y el rechazo (salmuera). El gran consumo de energía que se produce en esta fase del proceso ha provocado el desarrollo de diferentes sistemas de recuperación de energía que, desde las turbinas de

contrapresión, han evolucionado a las turbinas tipo Pelton y a sistemas muy recientes de cámaras intercambiadoras de presión. De esta forma, se ha pasado de un consumo específico de 8-9 kWh/m<sup>3</sup> en los años ochenta a 3-4 kWh/m<sup>3</sup> en las plantas más modernas.

### (4) Ósmosis inversa

El proceso de ósmosis inversa es la pieza clave de toda la instalación. Su implantación va en aumento progresivamente, habida cuenta de la positiva evolución tecnológica, tanto de la recuperación energética como de las propias membranas. En función de las exigencias de calidad del agua desalada y al factor de recuperación (40-50%), se podrán diseñar sistemas de doble paso o de doble etapa, optimizándose así el resultado obtenido.

### (5) Postratamiento

El agua osmotizada ha de someterse a una fase de postratamiento para adecuar los parámetros de calidad a los usos a los que se destine el agua producida. El agua desalinizada se caracteriza por su desequilibrio iónico, bajo pH y alto contenido de CO<sub>2</sub> disuelto, definiéndose por tanto por su agresividad. Por ello es necesaria la adopción de medidas correctoras mediante técnicas de remineralización que permitan obtener un agua ligeramente incrustante.

### (6) Vertido de salmuera

Con los diseños y tecnologías actuales se pueden esperar factores de recuperación del orden del 50%, lo que significa que la concentración de sales en el rechazo es de 70-80 g/L. El vertido de las salmueras, si bien muy concentrado, representa un pequeño caudal relativo, por lo que no cabe esperar serias amenazas para el medio marino, aunque debe ser controlado para evitar daños en determinadas especies vegetales y, sobre todo, para estudiar la reacción de las posidonias oceánicas.

### ***II.3.2 IDAM presentes en el estudio.***

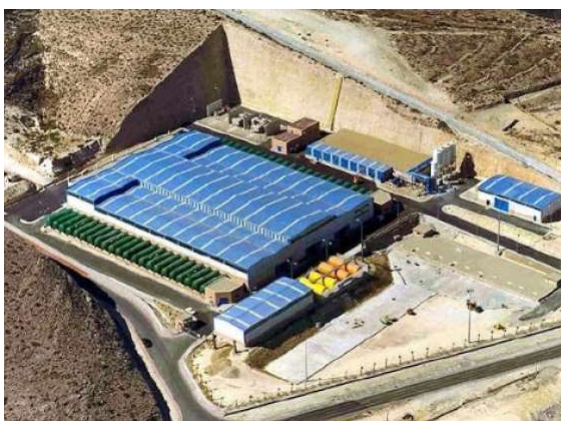
En el siguiente apartado se describen brevemente las principales IDAM que han aparecido en los diferentes artículos, haciendo una descripción sobre su tipo de tratamiento, costes de inversión y a quién dan servicio.

### *IDAM: Carboneras*

La desaladora de Carboneras (Almería) fue puesta en servicio en el año 2005 para generar nuevos recursos hídricos en una de las zonas más secas de la Península Ibérica, con unas precipitaciones medias de 220 mm en los últimos 40 años. Como infraestructura básica para el Levante Almeriense, la desaladora de Carboneras tiene una capacidad de producción de 120.000 m<sup>3</sup>/día, equivalentes a 42 hm<sup>3</sup> anuales. La producción de esta planta tiene por objetivo garantizar el agua para el abastecimiento de los municipios del Levante Almeriense y proporcionar agua para el regadío de 7000 ha en el Campo de Níjar.

La tecnología utilizada es la de ósmosis inversa, con una conversión del 45%, lo que supone que, de cada 100 L. de agua marina, se obtienen 45 L. de agua desalada de alta calidad y garantizada. La construcción de esta planta, junto a las correspondientes conducciones, ha supuesto una inversión global, incluida la impulsión y las distribuciones de Poniente y Levante, de 337,7 millones de euros, de los cuales 131,7 millones corresponden a la desaladora. Esta actuación ha sido cofinanciada con 42,1 millones de euros de fondos europeos FEDER.

**Figura II.8.** IDAM Carboneras. Fuente: ACUAMED



### *IDAM Valdelentisco*

La desaladora de Valdelentisco, situada en Cartagena-Mazarrón, en la Región de Murcia, es una infraestructura estratégica para el abastecimiento a los municipios que integran la Mancomunidad de los Canales del Taibilla (79 municipios de tres provincias españolas, Alicante, Albacete y Murcia), que abastece a una población

estable de 2,5 millones de habitantes en verano. Además, aporta caudales al Campo de Cartagena, zonas adyacentes y limítrofes, que soportan la sobreexplotación de sus acuíferos. Para atender estas necesidades, la planta dispone de una capacidad de producción de hasta 137.500 m<sup>3</sup> /día, que permiten una aportación de 50 hm<sup>3</sup> anuales, lo que la convierte en una de las mayores plantas construidas en Europa con una inversión total de 224 millones de euros, de los cuales 128 M€ corresponden a la planta y 96 M€ a las tuberías de distribución.

Esta infraestructura ha sido cofinanciada con fondos europeos por valor de 42 millones de euros para la planta y 21 M€ para la red de distribución. Con este caudal, se garantiza el abastecimiento de 400.000 personas (el 15% de la población estable que abastece la Mancomunidad de los Canales del Taibilla) (ACUAMED, 2018)

**Figura II.9.** IDAM Valdelentisco. Fuente: ACUAMED



### *Águilas/Guadalentín (Murcia)*

La desaladora de Águilas/Guadalentín, situada en la Región de Murcia, es una infraestructura que aporta recursos garantizados con agua de calidad y un suministro seguro para completar las necesidades de la zona sur de la Cuenca del Segura. La planta tiene una capacidad de producción de 60 hm<sup>3</sup> (ampliables a 70) de los que se destinan 48 hm<sup>3</sup> para riego y 12 hm<sup>3</sup> a abastecimiento urbano para la zona de Águilas y las poblaciones del Alto Guadalentín, beneficiando así a 130.000 habitantes. La desaladora de Águilas supone una de las grandes soluciones hidráulicas de la Región de Murcia, tanto por su inversión como por la gran repercusión económica y social que supone para la zona y la región. Además de garantizar el abastecimiento, asegura el riego de 9600 hectáreas de una agricultura extraordinariamente productiva y competitiva. La inversión destinada a esta instalación ha alcanzado los 238,29 millones

de euros, de los que 47,9 M€ han sido cofinanciados por la Unión Europea (ACUAMED, 2018).

Es una instalación que se ha diseñado integrando pautas de eficiencia energética y está concebida con criterios de sostenibilidad económica, ambiental y social. Esta actuación es especialmente significativa en un contexto en el que las extracciones de los acuíferos del Valle del Guadalentín han sobreexplotado los recursos subterráneos. La desaladora de Águilas/Guadalentín cuenta con uno de los más optimizados sistemas de alta presión a nivel nacional y mundial. Estos avances consisten básicamente en convertir el bombeo de alta presión convencional de una planta desaladora en un sistema compuesto por dos equipos, la bomba aceleradora con variador de frecuencia y la bomba de alta presión (ACUAMED, 2018).

**Figura II.10.** IDAM Águilas/Guadalentín. Fuente: Agrodiario



### *Torre vieja (Alicante)*

La planta desaladora de Torre vieja (Alicante) tiene una capacidad de producción de 80 hm<sup>3</sup>/año, por lo que es una de las mayores de Europa. Se trata de una infraestructura fundamental a la hora de garantizar unos recursos hídricos básicos tanto para el abastecimiento de 3 millones de personas como para las economías de la provincia de Alicante y de la Región de Murcia (solamente en agricultura, garantiza el riego de los cultivos de 65.000 agricultores). La mitad de la producción de la planta de Torre vieja, es decir, 40 hm<sup>3</sup>, se destina al abastecimiento en la provincia de Alicante y en la Región de Murcia, a través de la red de abastecimiento gestionada por la Mancomunidad de los Canales del Taibilla. Los otros 40 hm<sup>3</sup> anuales están destinados para riego del Sindicato Central de Regantes del Acueducto Tajo-Segura, a través del centro de intercambio de derechos de uso del agua, gestionado por la Confederación Hidrográfica del Segura. Esta infraestructura supone una inversión total, incluidos los

costes de operación y mantenimiento durante 15 años, de más de 264,2 millones de euros. Entre sus principales novedades tecnológicas figura la optimización del consumo de energía, mediante recuperadores por intercambiadores de presión, así como un sistema de filtros abiertos con falsos fondos, fondo de arena y antracita (ACUAMED, 2018).

**Figura II.11.** IDAM Torrevieja. Fuente: ACUAMED



### II.3.3 Producción y localización IDAM en la cuenca del Segura.

En la demarcación hidrográfica del Segura existen en la actualidad un total de 13 desalinizadoras de agua de mar (IDAM), situadas todas ellas en ámbito geográfico correspondiente a la unidad territorial I Principal de las anteriormente referidas.

La tabla II.1 muestra la capacidad máxima y prevista en el Horizonte 2012 según el PHDS 2015/21 y evolución de la producción real en los años hidrológicos de seguimiento 2014/15, 2015/16 y 2016/17.

**Tabla II.1.** Desalinizadoras y/o desalobradoras en el PHDS 2015/21.

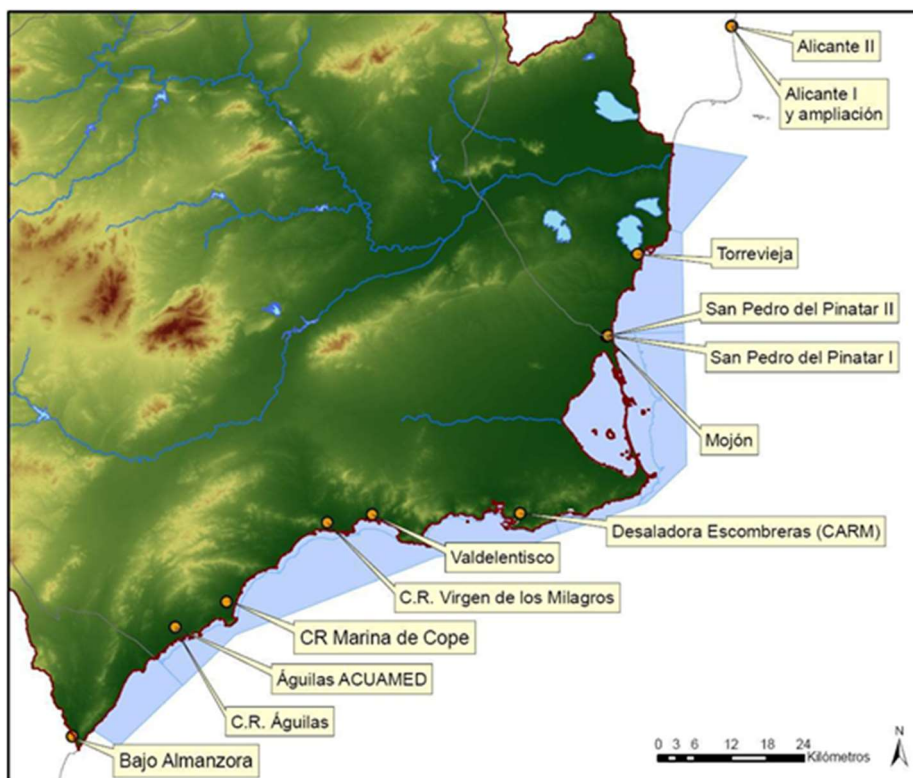
IDAM Regadío (hm <sup>3</sup> )	2014/2015	2015/2016	2016/2017	Capacidad de producción máxima Horizonte 2021	Producción prevista en Horizonte 2021
San Pedro del Pinatar I			1		
San Pedro del Pinatar II					
Valdelentisco*	27,5	32,9	30,3	37	37
Águilas ACUAMED	28,3	37,8	50,6	48	48
Escombreras CARM	3,5	8,2	12,5	7	7
Torre vieja	8,3	28,3	38,5	70	11
El Mojón	2,0	2,0	2,0	2	2
C.R. Virgen de los Milagros	10,0	10,0	10,0	10	10
CR Marina de Cope	2,0	2,0	2,0	5	2
CR Águilas	2	2,0	2,0	4	2
Desaladora de CMA	7	7,0	7,0	7	7
<b>TOTALES</b>	<b>91</b>	<b>130</b>	<b>156</b>	<b>160</b>	<b>126</b>

Fuente: CHS. Desalinizadoras y/o desalobradoras consideradas en el PHDS 2015/21. Capacidad máxima y prevista en el Horizonte 2012 según el PHDS 2015/21 y evolución de la producción real en los años hidrológicos de seguimiento 2014/15, 2015/16 y 2016/17.

En la figura II.12 se muestra una distribución a lo largo de la línea de la costa desde Almería hasta Alicante.



**Figura II.12** Mapas de desalinizadoras en la planificación hidrológica. Fuente: CHS.



Se observa como frente a una capacidad máxima de producción de 339 hm<sup>3</sup>, el PHDS 2015/21 estableció una previsión de producción para el año 2021 de 193 hm<sup>3</sup> (126 hm<sup>3</sup> para regadío y 67 hm<sup>3</sup> para abastecimiento) y los datos de seguimiento del plan muestran un uso creciente de agua desalinizada en el último periodo seco, llegando a superar en el año hidrológico 2016/17 la producción prevista en el PHDS 2015/21 para el horizonte 2021.

#### **II.3.4 IDAM en las cuencas mediterráneas andaluzas.**

El volumen de AMD procede de un total de 4 plantas en servicio (IDAM de Marbella, Almería, Campo de Dalías y Carboneras). Además, otras dos plantas (Bajo Almanzora y Rambla Morales) se mantienen fuera de servicio por diferentes razones. La IDAM de Rambla Morales permanece parada ante el conflicto generado por la deuda que mantienen los propietarios, los propios regantes, con una institución financiera. La IDAM del Bajo Almanzora resultó gravemente dañada por la riada del 28 de septiembre de 2012, permaneciendo desde entonces fuera de servicio a la espera de recibir la importante inversión necesaria para su reparación. Con la entrada en funcionamiento de las nuevas infraestructuras previstas y la intensificación del uso de las ya existentes,



el plan vigente en la DHCMA preveía alcanzar los 184 hm<sup>3</sup> de recursos anuales procedentes de la desalación en el horizonte 2015 y los 244 hm<sup>3</sup> en el 2027. Sin embargo, al igual que en la cuenca del Segura, el plan indica que los recursos procedentes de la desalación se están infrautilizando ampliamente en la DHCMA por razones económicas. En su lugar se están sobreexplotando los recursos subterráneos dando lugar a grandes déficits en algunas zonas.

De las IDAM mencionadas, Campo de Dalías y Carboneras son las únicas que están suministrando AMD al regadío, estando ambas planificadas también para el suministro simultáneo al abastecimiento urbano. La figura II.13 muestra la localización y estado actual de operación de las IDAM que suministran al regadío en la DHCMA.

**Figura II.13** Localización, y estado de operación de las IDAM que suministran al regadío en la DHCMA. Fuente: Junta de Andalucía



### ***II.3.5 Proceso depuración y regeneración de agua residual.***

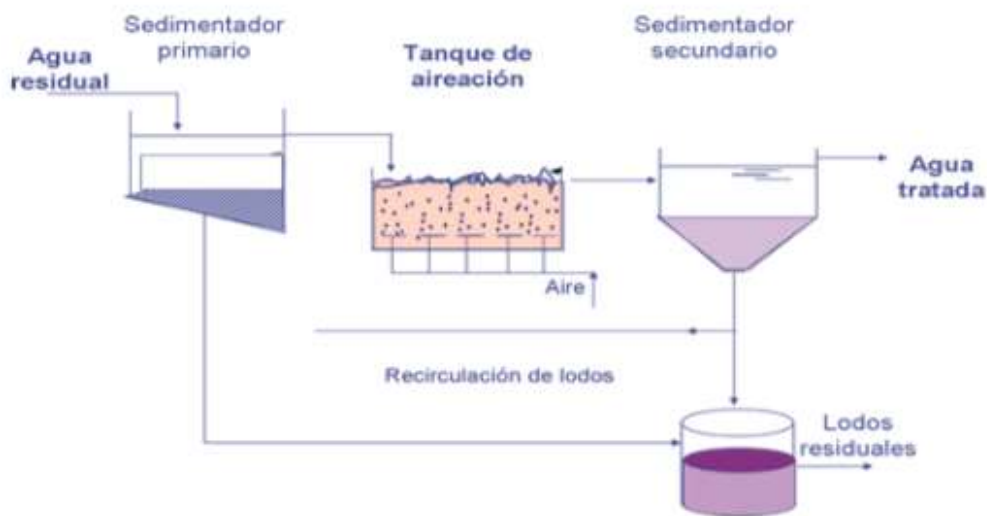
Una estación depuradora de aguas residuales EDAR puede definirse como el conjunto de instalaciones que tienen por objeto la reducción de la contaminación de las aguas residuales hasta límites aceptables para el cauce receptor. Estos límites han evolucionado a lo largo del tiempo hacia valores más estrictos, en la actualidad están fijados en la directiva 91/271/CEE (EMAYA, 2017).

Una EDAR tiene además un segundo objetivo tan importante como el anterior, tratar los fangos producidos en los procesos de depuración del agua residual para

conseguir un producto que cumpla con las condiciones exigidas según el destino que se les vaya a dar, vertedero, uso agrícola, compostaje etc.

Dentro del esquema general básico de una EDAR se debe distinguir, por lo tanto, dos líneas de tratamiento diferenciadas: la línea de aguas y la línea de fangos. Y posteriormente, la línea de agua continua hacia una instalación llamada ERA (estación regeneradora de agua residual tratada).

**Figura II.14** Esquema general de una EDAR. Fuente: FACSA



La regeneración de agua residual depurada en España viene íntimamente ligada con el cumplimiento del Real Decreto 1620/2007 sobre Reutilización de aguas depuradas. En esta normativa se entiende por reutilización de las aguas, “la posible aplicación, antes de su devolución al dominio público hidráulico, al marítimo terrestre así como a acequias y elementos de desagüe, para un nuevo uso privativo de las aguas que, habiendo sido utilizadas por quién las derivó, se han sometido a un proceso o procesos de depuración establecidos en la correspondiente autorización de vertido y a los necesarios para alcanzar la calidad requerida en función de los usos a que se van a destinar” (CEDEX, 2014).

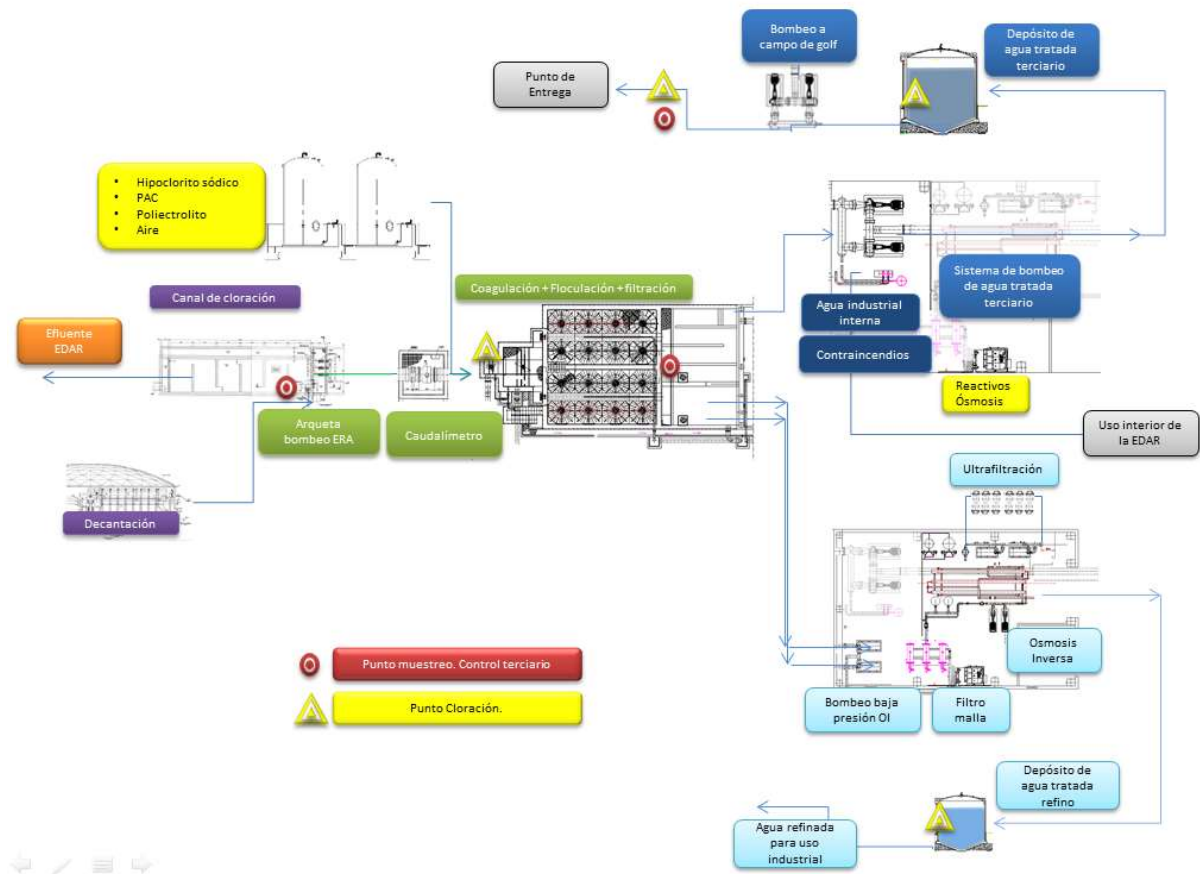
El tren de tratamiento en la ERA suele venir dispuesto como se indica a continuación:

- Tratamiento fisicoquímico. Coagulación-Floculación-Decantación.

- Tratamiento de filtrado. (A presión o en gravedad).
- Desinfección.

**Figura II.15** Esquema general de una ERA con distintos tipos de tratamiento.

Fuente: Elaboración propia TFM.



### (1) Fisicoquímico

El tratamiento fisicoquímico se realiza con el objetivo de eliminar los sólidos en suspensión y coloidales, con el fin de permitir un funcionamiento correcto de las etapas posteriores. Constituye un excelente tampón frente a posibles irregularidades del efluente depurado. También puede eliminar sulfuros, fósforo o metales pesados añadiendo reactivos, en el caso de que fuera necesario. Consta de tres etapas: coagulación, floculación y decantación. La decantación suele ser lamelar, debido a la pequeña superficie que ocupan frente a los decantadores convencionales. En primer lugar, hay una cámara de mezcla a la que se le añade un reactivo (sulfato de alúmina o cloruro férrico) a modo de coagulante, desestabilizando las partículas coloidales por

medio de la neutralización de sus cargas eléctricas. A continuación, se dispone de una cámara de floculación a la que se le añade un polielectrolito encargado de agrupar las partículas descargadas al ponerse en contacto unas con otras. Previo a las cámaras de mezcla y floculación se puede incluir una arqueta con vertedero regulable para garantizar un caudal máximo de entrada al tratamiento terciario, haciendo bypass de este tratamiento si se supera el caudal de diseño de esta fase. A continuación de la cámara de mezcla y floculación se dispone de un decantador lamelar para separar el agua sucia de la filtrada (CEDEX, 2010).

### (2) Filtración

Generalmente después del fisicoquímico se dispone de unos filtros de arena. Los filtros de arena realizan una filtración del agua al pasarla por un lecho de arena que puede estar abierto sobre una superficie donde el agua se filtra por gravedad, o bien, en filtros cerrados horizontales o verticales a presión. En el caso de los filtros de arena abiertos el flujo es descendente, el espesor de arena es menor a 1 metro y los sólidos se retienen en la superficie del filtro. Estos filtros se lavan con agua y aire a contracorriente. Los filtros de arena cerrados pueden ser monocapa o multicapa. El material del lecho varía bastante, pero suele estar formado por cama de arena de cuarzo, que no perderá más del 5% en peso al estar en disolución de ácido clorhídrico al 40% durante 24 horas. El tamaño efectivo de la arena (para el caso de un tamiz que deja pasar el 10% en peso) estará entre 0,5 y 0,10 mm, con un coeficiente de uniformidad (relación entre el tamaño de tamiz que deja pasar el 60% en peso y el tamaño efectivo) entre 1,20 y 1,70. En el caso de filtros de arena a presión monocapa con un espesor de arena de 1,20 m, el coeficiente de uniformidad suele ser de 1,40 y la talla efectiva entre 0,7 y 0,9 mm. Para el buen funcionamiento del sistema suele ser recomendable disponer de un depósito de regulación de caudal para aportar un caudal constante a los filtros equivalente al caudal medio en tiempo seco. Este depósito tendría un tiempo de retención a caudal medio de entre 1 y 3 horas. Para evitar la sedimentación de los flóculos que puedan escapar de la decantación lamelar previa, se dispondrán agitadores en el propio depósito. Los filtros de arena se suelen alimentar por bombas sumergibles dispuestas en el propio tanque de regulación. Las bombas suelen estar dotadas de variadores de velocidad con el fin de poder regular el caudal. También se suelen instalar sensores de nivel ultrasónico para la altura de lámina en el depósito de regulación y caudalímetros electromagnéticos en las diferentes líneas de impulsión (CEDEX, 2010).

### (3) Desinfección

Desde el punto de vista de la salud, es la etapa más importante del tratamiento de regeneración. Tres principales tipos de microorganismos deben ser eliminados: bacterias, virus y protozoos. Se define como el proceso de eliminación de microorganismos patógenos mediante procedimientos físicos y químicos. Se utiliza como indicador el grupo de los coliformes (*E.coli*). (CEDEX, 2010)

Los métodos utilizados para la desinfección en las instalaciones detalladas en los artículos son principalmente por radiación ultravioleta, y en algún caso con apoyo de oxidante fuerte, como es el caso del  $\text{NaClO}$ . En algunos casos se está analizando la posibilidad de incorporar sistemas de oxidación avanzada, como es el caso del ozono, etc.

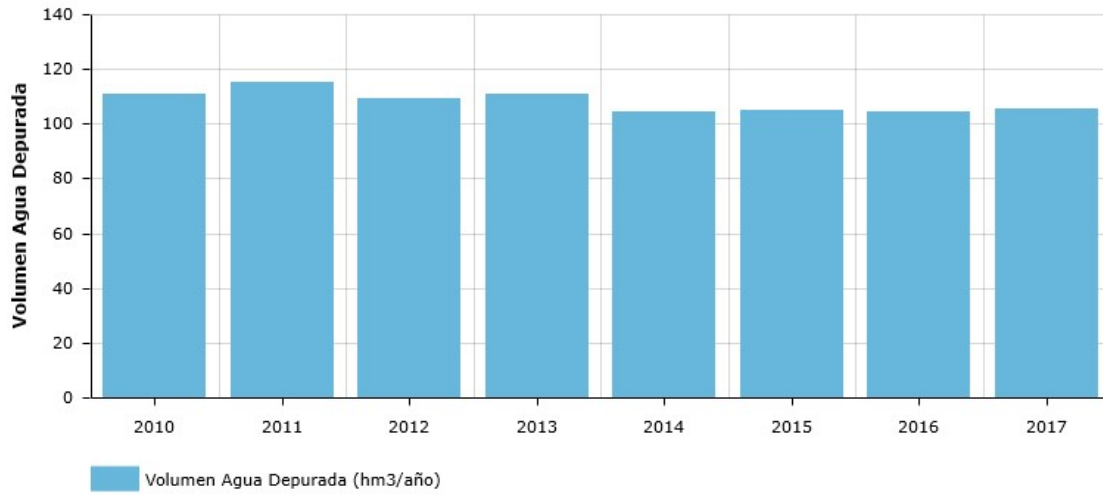
#### ***II.3.6 Regeneración en la cuenca del Segura.***

La demanda neta total de las unidades de demanda agraria (UDA) de la demarcación hidrográfica del Segura, es próxima a los  $1100 \text{ hm}^3/\text{año}$ , según datos del Plan Hidrológico de la Demarcación del Segura 2015/21. El volumen total depurado en el año 2015 por las 93 estaciones de depuración de aguas residuales (EDAR) gestionadas y controladas por la Entidad de Saneamiento y Depuración de la Región de Murcia ha superado los  $105 \text{ hm}^3$ , cifra que representa cerca del 10% de la demanda neta total de las UDA de la demarcación hidrográfica del Segura (ESAMUR, 2017).

Como puede verse en la Figura II.16 los volúmenes de agua depuradora en la Región de Murcia superan los  $100 \text{ hm}^3$  cada año desde 2010, lo que da idea del grado de implantación y mantenimiento en el tiempo de las instalaciones de depuración de agua residual en la región.

Desde el inicio del plan de saneamiento en la Región de Murcia en el año 2000 ESAMUR y la Consejería de Agricultura y Agua han apostado por la regeneración y reutilización del agua residual depurada. En los datos de la Tabla II.2. de la CHS se puede observar los volúmenes de reutilización, directa a regadío y con vertido al mar, en 2012 y sus proyecciones a 2033, lo que da idea del grado de regeneración y reutilización del agua en la Región de Murcia, que prácticamente es del 100%.

**Figura II.16** Histórico volumen de agua depuradora en la Región de Murcia (hm<sup>3</sup>/año). Fuente: ESAMUR, 2017.



**Tabla II.2.** Resumen de reutilización de agua en CHS. Fuente: CHS.

Volúmenes Reutilización (hm <sup>3</sup> )	2012	2015	2021	2033
Volumen tratado en EDAR	140,1	144,0	147,5	159,5
Volumen a cauce	61,8	61,4	61,48	58,46
Reutilización directa	78,2	82,5	85,9	100,9
Reutilización directa EDA privadas uso agrario	3,3	3,3	3,3	3,3
Reutilización directa EDAR privadas (golf)	2,7	2,7	2,7	2,7
Volumen vertido al mar y uso medioambiental Rambla Moreras	7,2	6,69	7,08	1,5
<b>Total reutilización</b>	<b>138,4</b>	<b>142,9</b>	<b>46,0</b>	<b>163,53</b>

### II.3.7 EDAR en la cuenca del Segura.

En la tabla II.3 se incluyen las características de las EDAR cuyos datos han sido utilizados en la redacción de los artículos 3 y 4. Seguidamente, en la figura II.17 se incluyen las fotografías de estas.

**Tabla II.3.** Características de las EDAR incluidas en los artículos.

EDAR	Año	Habitante Equivalente	Caudal diseño (m³/día)	Energía consumida kWh/año	Tipo de tratamiento	Sistema de Regeneración	Uso principal del agua regenerada
Mazarrón	2004	25.000	4000	1.270.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego Ambiental (Las Moreras)
La Unión.	2002	13.000	4000	560.000	AP: O	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Roldán	2006	9000	4000	380.000	AP: FP	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Librilla	2004	5000	2.000	177.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Torre Pacheco	2004	20.000	7500	740.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Alhama de Murcia	2003	17.000	7000	591.000	AP: Cr	C+F+DL+FC+UV (y cloración)	Riego
Puerto Lumbreras	2008	10.000	4500	290.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Fuente Álamo	2005	13.000	4000	535.000	AP: Cr	C+F+DL+FTR+UV (y cloración)	Riego Ambiental: La Murta
Totana	2002	25.000	6000	990.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
San Pedro Pinatar	2007	20.000 (verano)	20.000 (verano)	1.700.000	MBR	membranas + UV	Riego Ambiental: Mar Menor
San Javier	2007	23.000	20.000 (verano)	1.400.000	AP: FP+ZA y RI	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego
Los Alcázares	2008	20.000 (verano)	22.000 (verano)	860.000	AP: Carrusel	Dep. laminación +C+F+DL+FC+UV (y cloración)	Riego
Mar Menor	2007	1000	1500	200.000	Microfilt. Mem planas	membranas + UV	Riego
Mar Menor	2004	25.000	4000	1.270.000	AP: Cr	C+F+DL+FA+UV (y cloración)	Riego Ambiental (Las Moreras)

Fuente: Elaboración propia. Datos proporcionados por ESAMUR.



Acrónimos

AP: Aireación Prolongada  
FP: Tipo Flujo Pistón  
Cr: Tipo Carrusel  
O: Tipo Orbal  
ZA: Zona anóxica  
RI: Recirculación Interna

C: Coagulación  
F: Floculación  
DL: Decantación Lamelar  
FA: Filtro de Arena Abierto  
FC: Filtros cerrados presurizados  
FTR: Filtro de Telas Rotativos

**Figura II.17** Fotografía de las EDAR incluidas en los artículos. Fuente ESAMUR



*EDAR Mazarrón*



*EDAR La Unión*



*EDAR Roldán*



*EDAR Librilla*



*EDAR Puerto Lumbreras*



*EDAR Alhama de Murcia*





*EDAR Fuente Álamo*



*EDAR Totana*



*EDAR San Pedro del Pinatar*



*EDAR San Javier*



*EDAR Los Alcázares*



*EDAR Urb. Mar Menor*

## **II.4. La agricultura de regadío en la cuenca del Segura.**

A escala de cuenca, la agricultura de regadío supone el mayor consumidor de los recursos disponibles, un 84,3% del total (demanda regadío 1546 hm<sup>3</sup>/año).

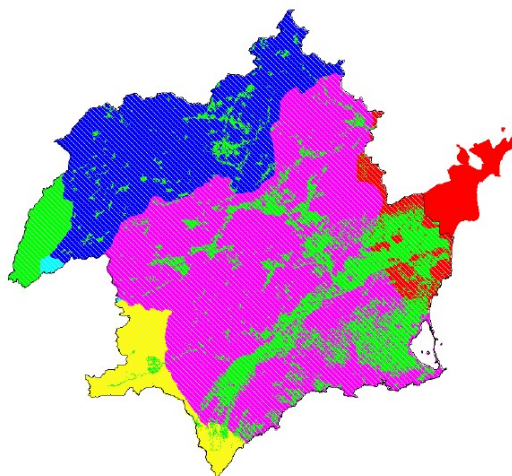
A nivel de superficie ocupada, la Región de Murcia claramente es la que mayor superficie ocupa un 58,8% del total, seguida de Castilla-La Mancha con un 25,0%, Andalucía con un 9,4% y la Comunidad Valenciana con un 6,8%.

La agricultura tiene una gran importancia en la economía de la cuenca, tanto en términos del valor de la producción como del empleo y la propia actividad exportadora anexa a la agricultura. Según datos de Albiac et al., 2008, la importancia económica del regadío en la parte de la cuenca correspondiente a las provincias de Alicante, Almería y Murcia se estima en 1070 millones de €/año de ingresos para los agricultores y 536 millones de €/año de renta neta.

Dentro de la Planificación Hidrológica de la Demarcación del Segura (PHDS), la estimación de la demanda agraria se realiza en base a la estimación del volumen demandado por cada Unidad de Demanda Agrícola (UDA) para satisfacer sus necesidades. Se puede definir la UDA como las zonas de riego que comparten características comunes según el criterio fundamental de constituir una unidad diferenciable de gestión, bien por su origen de recursos, por sus condiciones administrativas, por su tipología de riego, por su similitud hidrológica, o por consideraciones estrictamente territoriales (PHDS, 2015-2021). Esta base de la planificación de las necesidades de la demanda agrícola es fundamental para gestionar los recursos. En la PHDS 2015-2021 se describen un total de 75 UDA, de las cuales 49 se encuentran ubicadas total o parcialmente en la Región de Murcia.

Aproximadamente, más del 70% del regadío en la cuenca del Segura se encuentra en la provincia de Murcia, seguidos de más del 15% de Alicante, sobre el 10% en Albacete, y estimándose para Andalucía entre 2-3% (Montesinos et al., 2009).

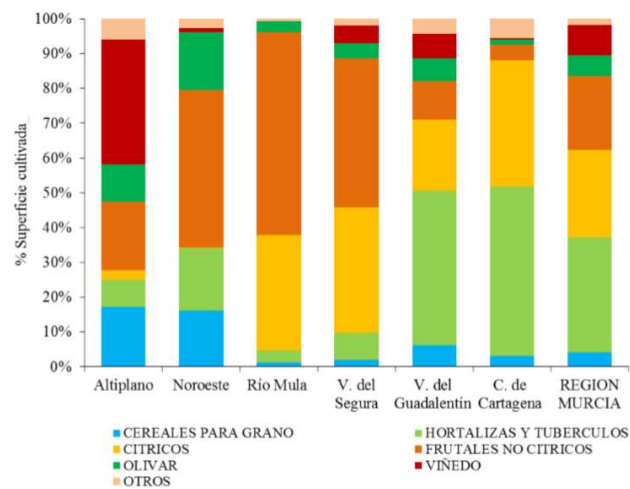
**Figura II.18.** En verde, superficie en regadío existente en la cuenca del Segura. Fuente: Montesinos et al., 2009.



Como se ha indicado, la Región de Murcia es donde se localiza principalmente la agricultura de regadío en la cuenca del Segura, su caracterización, tipología de cultivos y sistemas de riego, sirven para definir que tipología de regadío está implantado en la cuenca.

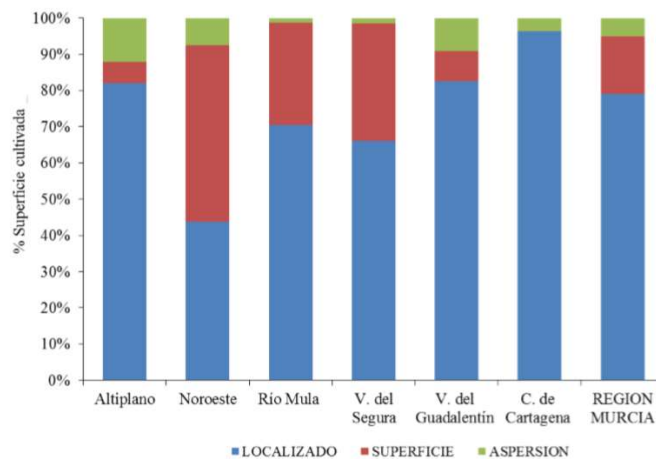
La Región de Murcia se divide en seis comarcas agrarias, que son Noroeste, Río Mula, Altiplano, Vega del Segura, Valle del Guadalentín, y Campo de Cartagena (CARM). Dependiendo de las características orográficas, edáficas y de microclimas, los principales cultivos varían. Así en las zonas del Altiplano son características las viñas y de frutales no cítricos. En la zona del río Mula, principalmente se desarrolla el cultivo leñoso. La zona del Noroeste es la que menos tecnificación se ha realizado en los riegos, con menos de un 50% de riego por goteo, y con cultivos principalmente frutales no cítricos. En la zona del Valle del Segura, son regadíos tradicionales con cultivos leñosos como cultivos representativos. Los cultivos más tecnificados, se encuentran en la zona del valle del Guadalentín y del Campo de Cartagena, con hortalizas y tubérculos, como principales cultivos en regadío. En general se puede establecer que, en la Región de Murcia, hortalizas y tubérculos, así como cítricos superan el 50% de los cultivos en riego de la Región (Soto-García et al., 2014).

**Figura II.19.** Grupos de cultivos por comarcas agrarias. Fuente: Soto-García. et al., 2014.



Con respecto al tipo de sistema de riego, es el goteo el mayoritario en toda la Región de Murcia y en las diferentes comarcas agrarias. Como se ha indicado antes, la comarca Noroeste es la menos tecnificada con menos superficie en goteo, siendo la comarca del Campo de Cartagena en la que más tecnificado está el riego, suponiendo el riego por goteo el 90% del riego utilizado. El riego localizado mejora la eficiencia en el uso del agua a escala de parcela, reduce los costes en mano de obra y en fertilizantes o pesticidas y permite una mayor intensificación y productividad. En la modernización de regadíos, el riego localizado recibió un fuerte impulso entre los años 2000-2005, que permitió afianzar esta técnica de riego como la principal en la Región de Murcia (Martínez y Esteve, 2009).

**Figura II.20.** Sistemas de riego por comarcas agrarias. Fuente: Soto-García et al., 2014.



En los últimos años, se viene aplicando en la cuenca del Segura el riego deficitario controlado basado en el aporte de agua controlada y en menor cantidad de lo necesario, dependiendo del estado fenológico de las plantas. Es decir, se basa en aportar menos agua en los periodos donde la planta es menos sensible al estrés hídrico (Mitchell et al., 1986). Las investigaciones en los últimos años aportan puntos de vistas positivos y negativos. Así, estudios como Buendía et al., 2008 y Pérez-Pastor et al., 2004, afirman que los riegos deficitarios controlados no sólo no merman la calidad y cantidad de cosecha, sino que incrementa la calidad del producto. Por contra, otros investigadores, como Aragüés Lafarga, 2011, Pedrero et al., 2014 han demostrado que el riego deficitario, al reducir la fracción de lavado, y concentrar las sales, puede provocar la salinización y sodificación del suelo, especialmente con poca precipitación y agua de riego con salinidad moderada.

En los últimos años, la diversidad de fuentes de aguas disponibles para el riego está obligando a los agricultores de regadío de la cuenca del Segura a intensificar la tecnificación de sus explotaciones. En este sentido, tanto el agua marina desalinizada, como el agua regeneradora tomarán cada vez más importancia dentro del abanico de fuentes de agua disponibles, lo que obligará a la agricultura de regadío a adaptar mejor la gestión de sus explotaciones a las características intrínsecas de estos recursos hídricos no convencionales. Será por tanto necesario un mayor conocimiento a la hora de las mezclas de fuentes de agua, mejorar las características de cabezales de riego, gestionar online de la fertirrigación, aumentar los controles para evaluar la toxicidad en hoja y aumentar los análisis edáficos para controlar posibles problemas de sodificación.

## **II.5. La importancia de la calidad del agua en el regadío.**

En la agricultura de regadío tan importante es evaluar la cantidad de agua, es decir, las fuentes de agua disponibles, como la calidad de los recursos disponibles. Conforme han ido aumentando las hectáreas de riego, así como la demanda de agua, ha ido decreciendo la calidad del agua disponible.

El concepto de calidad del agua se refiere a las características del agua física, química y biológica, que puede afectar a su uso específico, en este caso al riego de cultivos. Asimismo, la buena o mala calidad del agua también puede verse influenciada por factores externos tales como el tipo cultivo, el clima, el suelo, el método y manejo del riego, etc.

Uno de los objetivos de la presente tesis doctoral, y como su título indica, es la de la caracterización de fuentes de agua no convencionales, con la idea de desarrollar estrategias de uso del agua marina desalinizada y del agua regenerada que permitan incorporar ciertos aspectos, que hasta ahora no se habían contemplado, para implementarlas dentro de los planes de cuenca, y de las planificaciones de riegos de cada zona, en función de sus características contextuales.

En este sentido evaluar los principales indicadores de la calidad del agua para el riego de cultivos es fundamental fijar una serie de parámetros que sirvan para establecer su comparación con unos estándares de calidad para un uso determinado. Los problemas de falta de calidad del agua pueden enfocarse desde varios puntos de vista. Un punto de vista puede ser por problemas directos o indirectos al cultivo.

Los principales problemas de calidad en agua del riego se pueden englobar en problemas directos sobre la planta son:

- i) Salinidad.
- ii) Toxicidad de iones específicos

Existe un problema de salinidad cuando las sales se acumulan en la zona radicular y pueden dar lugar a una pérdida en la producción del cultivo. Estas sales en zonas radiculares pueden provenir del agua de riego (análisis de su calidad) o de las propias sales procedentes de los niveles freáticos. La salinidad del agua se mide en términos de conductividad eléctrica (dS/m), representando la cantidad total de sales disueltas en el agua.

Los problemas de toxicidad surgen cuando algunos iones del suelo o del agua, se absorben por las plantas o se acumulan en sus tejidos, en concentraciones lo suficientemente altas como para provocar daños o reducir rendimientos. Los iones que suele causar más daños en las plantas son el cloro, sodio y boro, incluso cuando estos iones se encuentran en concentraciones muy bajas.

Los problemas de calidad en agua del riego, que se pueden englobar como problemas indirectos sobre la planta, y que pueden afectar al suelo o a los sistemas de riego son:

- i) Infiltración.
- ii) Problemas varios.

La capacidad de infiltración del agua en el suelo es un parámetro que describe como el agua va penetrando en las distintas capas del suelo y que depende en gran medida de la textura y estructura del suelo. Esta textura y estructura pueden verse modificadas en función de la calidad del agua de riego. Es lo que se denomina el potencial de sodificación del suelo por el agua de riego. Los problemas más frecuentes relacionados con una baja infiltración suelen producirse cuando el sodio es adsorbido las arcillas, más concretamente dentro los espacios que conforman el complejo arcillo-húmico, aumentando la distancia entre láminas de arcilla y dispersándolas. El efecto contrario lo produce el calcio y el magnesio, por lo que para evaluar realmente el problema que puede generar un exceso de sodio hay que conocer también la cantidad de calcio y magnesio que hay en el suelo. Por ello el parámetro que realmente sirve para evaluar las interacciones entre el contenido en sodio, calcio y magnesio, es el RAS (Relación de Absorción de Sodio). El RAS se define con la siguiente ecuación:  $RAS = [Na] / [\sqrt{([Ca] + [Mg])/2}]$ . Como puede verse en la Tabla II.4, en función de la relación de la CE y el RAS (SAR) se clasifica el grado de restricción del uso en ninguno, moderado o severo.

Existen otros problemas como los derivados de la estabilidad química del agua en los sistemas de riego, controlados mediante la capacidad de tapón (pH e índice de Langelier (LI)) y la alcalinidad (potencial capacidad de dilución del  $CaCO_3$ .) La alcalinidad es una medida estandarizada de la capacidad buffer del agua. Una baja alcalinidad, supone ser muy sensible a los cambios de pH, mientras que una alta alcalinidad, aumenta la capacidad tampón del agua y por tanto los cambios de pH. Un agua con  $LI < 0$  el  $CaCO_3$  se disuelve, con un  $LI > 0$  precipita el  $CaCO_3$ . Por tanto, en

cuanto a calidad si el agua se utiliza como medio de transporte para la fertilización debe tener unas características fisicoquímicas que regulen los posibles cambios de pH. Los cambios de pH pueden dar lugar a un impacto en la disponibilidad de ciertos nutrientes para el cultivo. Además, con respecto a los sistemas de riego, suele ser habitual la presencia de  $\text{CaCO}_3$  en las tuberías, si cambia de  $\text{LI} > 1$  a  $\text{LI} < 1$  podría provocar atascos en válvulas, filtros, caudalímetros, etc., o la degradación en la propia tubería.

En la tabla II.4 se observa la calidad de referencia para agua de riego de la Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura.

**Tabla II.4.** Calidad de referencia del agua de riego en parcela. FAO. Fuente: (PHDS, 2015-2021)

PROBLEMAS POTENCIALES DE IRRIGACIÓN				UNIDS.	GRADO DE RESTRICCIÓN DE USO		
					NINGUNO	LIGERO O MODERADO	SEVERO
SALINIDAD (afecta a la disponibilidad de agua de los cultivos)							
	C.E. (conductividad eléctrica)			dS/cm a 25°C o milmho/cm	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
	o bien						
	STD (Sólidos Totales Disueltos)			mg/l	< 450	450 – 2.000	> 2.000
INFILTRACIÓN (afecta a la tasa de infiltración del suelo. Evaluar usando la C.E. y el SAR (Ratio de absorción del sodio) conjuntamente.							
SAR (RNa) <sup>1</sup>	0 – 3	C.E.	=		> 0,7	0,7 – 0,2	< 0,2
	3 - 6		=		> 1,2	1,2 – 0,3	< 0,3
	6 - 12		=		> 1,9	1,9 – 0,5	< 0,5
	12 - 20		=		> 2,9	2,9 – 1,3	< 1,3
	20 - 40		=		> 5,0	0,5 – 2,9	< 2,9
TOXICIDAD ESPECÍFICA DE IONES (afecta a cultivos sensibles)							
	Sodio (Na) <sup>2</sup>						
	Irigación superficial			SAR	< 3	3 – 9	> 9
	Riego por aspersión			milimol/l	< 3	> 3	
	Cloro (Cl) <sup>2</sup>						
	Irigación superficial			milimol/l	< 4	4 – 10	> 10
	Riego por aspersión			milimol/l	< 3	> 3	
	Boro (B) <sup>3</sup>			mg/l	< 0,7	0,7 – 3,0	> 3,0
	Rastros de elementos				Ver Tabla 21 del documento "Water Quality for Agriculture" de la FAO		
VARIOS (afecta a cultivos sensibles)							
	Nitrógeno (NO <sub>3</sub> -N)			mg/l	< 5	5 – 30	> 30
	Bicarbonato (HCO <sub>3</sub> ) (Sólo aspersión aérea)			milimol/l	< 1,5	1,5 – 8,5	> 8,5
	pH			adim.	Rango Normal = 6,5 – 8,4		

1. Para su estimación consultar el documento de la FAO "Water Quality for Agriculture"

2. Para la irrigación superficial, la mayoría de cultivos de árbol y cultivos leñosos son sensibles al sodio y cloro. La mayoría de cultivos anuales son no sensibles, en ese caso usar los valores de salinidad de las Tablas 4 y 5 del documento "Water Quality for Agriculture" de la FAO. Para cultivos seleccionados o tolerantes a cloro ver la Tabla 14 del documento "Water Quality for Agriculture" de la FAO. Para aspersión aérea y baja humedad (<30%) el sodio y el cloro pueden ser absorbidos a través de las hojas de los cultivos sensibles (ver tablas 18, 19 y 20 del documento "Water Quality for Agriculture" de la FAO)

3. Para ver la sensibilidad al Boro de los distintos cultivos ver tablas 16 y 17 del documento "Water Quality for Agriculture" de la FAO



Para determinar los problemas derivados del uso de un tipo de agua, no sólo sirve la clasificación de estos parámetros físicos químicos. Para evaluar la problemática de un agua de riego se debe analizar por separado diferentes factores:

- Características fisicoquímicas del agua.
- Interacciones con la relación agua-suelo-planta.
- Tipología de sistema de riego (manejo).
- Efecto acumulativo por el tiempo, es decir, gravedad o no del problema después del uso del agua a medio o largo plazo.
- Tipología de cultivo. Diferencias importantes entre cultivos leñosos, herbáceos, cultivos adaptados, patrones, etc.
- Opciones de manejo del agua, que permita prevenir, corregir o retrasar los problemas derivados de su uso, fracciones de lavado, etc.

Otro aspecto importante a la hora de determinar la calidad de un agua es su enfoque bajo un contexto jurídico. En el caso de estudio, el agua marina desalinizada (AMD) y el agua regenerada, tienen sus propios marcos legales donde se mueven para establecer unos estándares de calidad para su uso.

En el caso del AMD el marco legal básico donde se desarrollan los estándares de calidad es el *Real Decreto 140/2003, de 7 de febrero, por el que se establecen los criterios sanitarios de la calidad del agua de consumo humano*, que como puede entenderse, es un enfoque para el uso del agua para consumo humano y no para agua de riego. En otros países como Israel, que desde 1997 la Israeli Water Authority (IWA) establece recomendaciones estableciendo un doble enfoque, entre el agua de boca y el agua para riego, donde las características del agua producto son diferentes. Un claro ejemplo ocurre con el boro, donde para el caso del RD140/2003 establece que sea menor a 1 ppm, sin embargo, la IWA establece una recomendación para el riego inferior a 0,3 ppm de  $B^{3+}$ . La diferencia entre 0,3 a 1,00 ppm es enorme, desde el punto de vista de la tecnología necesaria para conseguir un agua producto con una u otra cantidad de boro. Además, esa diferencia es igualmente grande, cuando se habla del efecto fitotóxico que puede producir una u otra cantidad, dependiendo del tipo de cultivo.

En lo que al agua regenerada se refiere, el marco legislativo está ampliamente superado, pues la legislación tiene más de una década. *El Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas*, se establece las calidades necesarias para el uso de agua regenerada en agricultura. En las tablas II.5 y II.6 se establecen los parámetros necesarios que deben satisfacer las aguas de riego agrícolas regeneradas.

**Tabla II.5.** Calidad de referencia para uso agrícola RD160/2007. Parte I.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)				
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ	OTROS CRITERIOS
2.- USOS AGRÍCOLAS <sup>1</sup>					
CALIDAD 2.1 <sup>2</sup>					
a) Riego de cultivos con sistema de aplicación del agua que permita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles para alimentación humana en fresco.	1 huevo/10 L	100 UFC/100 mL  Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases <sup>3</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 100 UFC/100 mL M = 1.000 UFC/100 mL c = 3	20 mg/L	10 UNT	OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido de aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 1.000 UFC/L (si existe riesgo de aerosolización) Es obligatorio llevar a cabo la detección de patógenos Presencia/Ausencia (Salmonella, etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=1.000

<sup>1</sup> Características del agua regenerada que requieren información adicional: Conductividad 3,0 dSm ; Relación de Adsorción de Sodio (RAS): 6 meq/L; Boro: 0,5 mg/L; Arsénico: 0,1 mg/L; Benilo: 0,1 mg/L; Cadmio: 0,01 mg/L; Cobalto: 0,05 mg/L; Cromo: 0,1 mg/L; Cobre: 0,2 mg/L; Manganeso: 0,2 mg/L; Niquel: 0,2 mg/L; Selenio : 0,02 mg/L; Vanadio: 0,1 mg/L...  
Para el cálculo de RAS se utilizará la fórmula:

$$RAS (meq / L) = \frac{[Na]}{\sqrt{\frac{[Ca] + [Mg]}{2}}}$$

<sup>2</sup> Cuando exista un uso con posibilidad de aerosolización del agua, es imprescindible seguir las condiciones de uso que señale, para cada caso, la autoridad sanitaria, sin las cuales, esos usos no serán autorizados

<sup>3</sup> Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

**Tabla II.6.** Calidad de referencia para uso agrícola RD160/2007. Parte II.

USO DEL AGUA PREVISTO	VALOR MÁXIMO ADMISIBLE (VMA)			
	NEMATODOS INTESTINALES	ESCHERICHIA COLI	SÓLIDOS EN SUSPENSIÓN	TURBIDEZ
<b>CALIDAD 2.2</b> a) Riego de productos para consumo humano con sistema de aplicación de agua que no evita el contacto directo del agua regenerada con las partes comestibles, pero el consumo no es en fresco sino con un tratamiento industrial posterior. b) Riego de pastos para consumo de animales productores de leche o carne. c) Acuicultura.	1 huevo/10 L	1.000 UFC/100 mL  Teniendo en cuenta un plan de muestreo a 3 clases <sup>1</sup> con los siguientes valores: n = 10 m = 1.000 UFC/100 mL M = 10.000 UFC/100 mL c = 3	35 mg/L	No se fija límite
<b>CALIDAD 2.3</b> a) Riego localizado de cultivos leñosos que impida el contacto del agua regenerada con los frutos consumidos en la alimentación humana. b) Riego de cultivos de flores ornamentales, viveros, invernaderos sin contacto directo del agua regenerada con las producciones. c) Riego de cultivos industriales no alimentarios, viveros, forrajes ensilados, cereales y semillas oleaginosas.	1 huevo/10 L	10.000 UFC/100 mL	35 mg/L	No se fija límite
				<b>OTROS CRITERIOS</b>  OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Taenia saginata</i> y <i>Taenia solium</i> : 1 huevo/L (si se riegan pastos para consumo de animales productores de carne) Es obligatorio llevar a cabo detección de patógenos Presencia/Ausencia ( <i>Salmonella</i> , etc.) cuando se repita habitualmente que c=3 para M=10.000  OTROS CONTAMINANTES contenidos en la autorización de vertido aguas residuales: se deberá limitar la entrada de estos contaminantes al medio ambiente. En el caso de que se trate de sustancias peligrosas deberá asegurarse el respeto de las NCAs. <i>Legionella spp.</i> 100 UFC/L

<sup>1</sup> Siendo n: nº de unidades de la muestra; m: valor límite admisible para el recuento de bacterias; M: valor máximo permitido para el recuento de bacterias; c: número máximo de unidades de muestra cuyo número de bacterias se sitúa entre m y M.

En el caso del agua regenerada, aparecen recalcados aspectos microbiológico, debido a las características de las aguas brutas (residuales), que son regeneradas para su reutilización. Sin embargo, esta normativa está a punto de cambiar, cuando entre en

vigor el nuevo Reglamento Europeo sobre requisitos mínimos de calidad para el riego de productos agrícolas con agua regenerada que está en fase de propuesta y sigue su proceso de aprobación parlamentaria. Este nuevo reglamento modificará de manera significativa ciertos parámetros de control, sobre todo en lo referente a los indicadores biológicos, que serán más restrictivos. De manera resumida, indicar que se realiza una nueva clasificación del agua, según lo indicado en la tabla II.7.

**Tabla II.7.** Clases de calidad de las aguas regeneradas y uso agrícola y método de riego permitidos.

Clase de calidad mínima de las aguas regeneradas	Categoría de cultivo(*)	Método de riego
A	Todos los cultivos de alimentos que se consumen crudos en los que la parte comestible está en contacto directo con las aguas regeneradas y los tubérculos que se consumen crudos	Todos los métodos de riego
B	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche	Todos los métodos de riego
C	Los cultivos de alimentos que se consumen crudos cuando la parte comestible se produce por encima del nivel del suelo y no está en contacto directo con las aguas regeneradas, los cultivos de alimentos transformados y los cultivos no alimenticios, incluidos los cultivos utilizados para alimentar a animales productores de carne o leche	Riego por goteo(**) u otro método de riego que evite el contacto directo con la parte comestible del cultivo
D	Cultivos destinados a la industria y a la producción de energía y de semillas	Todos los métodos de riego(***)

- (\*) En caso de que un tipo determinado de cultivo regado corresponda a varias categorías del cuadro 1, se le aplicarán los requisitos de la más exigente de ellas.
- (\*\*) El riego por goteo es un sistema de microrriego capaz de suministrar el agua en gotas o pequeños chorros a los vegetales y consiste en un goteo de agua sobre el suelo o directamente bajo la superficie en cantidades muy pequeñas (2-20 litros/hora) con un sistema de tubos de plástico de pequeño diámetro provistos de unos orificios denominados goteros de riego.
- (\*\*\*) En el caso de métodos de riego que imitan la lluvia, debe prestarse especial atención a la protección de la salud de los trabajadores o los transeúntes. A tal efecto, se aplicarán las medidas preventivas adecuadas.

En esta clasificación de agua regenerada existen unos requisitos mínimos establecidos que por ejemplo, para el caso más restrictivo como zanahorias o patatas, o producto de huerta donde el cultivo esté en contacto con el agua regenerada, será un tipo A (tabla II.8), el límite en E.coli, debe ser menor 10 (unidades formadoras de

colonia/100 mL), a diferencia de las 100 UFC/100 mL que se tiene actualmente en el RD1620 2007.

**Tabla II.8.** Requisitos de calidad de las aguas regeneradas para el riego agrícola.

Clase de calidad de las aguas regeneradas	Tratamiento indicativo	Requisitos de calidad				
		<i>E. coli</i> (número/100 ml)	DBO <sub>5</sub> (mg/l)	STS (mg/l)	Turbidez (UNT)	Otros
A	Tratamiento secundario, filtración y desinfección	≤10	≤10	≤10	≤5	<i>Legionella</i> spp.: <1 000 UFC/l cuando exista un riesgo de aerosolización Nematodos intestinales (huevos de helmintos): ≤ 1 huevo/l para el riego de pastos o forraje
B	Tratamiento secundario y desinfección	≤100	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE (anexo I, cuadro 1)	De conformidad con la Directiva 91/271/CEE (anexo I, cuadro 1)	–	
C	Tratamiento secundario y desinfección	≤1 000			–	
D	Tratamiento secundario y desinfección	≤10 000			–	

Estas modificaciones en las calidades del agua para uso en regadío modificarán los trenes de tratamiento de agua regenerada, sobre todo en su parte final en lo que a desinfección se refiere.

## Capítulo III. Publicación 1

### III.1. Resumen de la publicación

#### Título

*El uso del agua marina desalinizada para el cultivo de regadío en la cuenca del Segura, (Sureste España)*

#### Referencia de la publicación

Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.) ; Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.); Soto-Garcia, M (Soto-Garcia, M.); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.) *The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain)*  
DESALINATION Volumen: 422 Páginas: 153-164 DOI: 10.1016/j.desal.2017.08.022. Fecha de publicación: NOV 15 2017

#### 1. Introducción

La agricultura está plantando cara al reto demográfico y poder alimentar a una creciente población y para ello en muchos casos, se hace necesario aumentar la superficie regable y hacer la agricultura más productiva. Sin embargo, este aumento de población está provocando también un incremento en la demanda de agua, agudizando el problema con las fuentes de agua convencionales. En las zonas áridas o semiáridas, esta situación de aumento de la demanda de agua, potenciada por la situación de cambio climático, hacen augurar un escenario muy desfavorable (Craig et al. 2005).

En muchas zonas áridas y semiáridas las fuentes de agua convencionales no pueden atender a la demanda de la agricultura de regadío, lo que está provocando poner en peligro la continuidad a medio y largo plazo este tipo de agricultura. Para mitigar esta circunstancia se están estableciendo nuevas estrategias orientadas al ahorro de agua, o la búsqueda de fuentes de agua alternativas. (Levidow et al., 2016) (Martínez-Álvarez et al., 2016). En este contexto, el agua marina desalinizada puede contribuir a garantizar

a largo plazo la agricultura de regadío en zonas costeras con clima árido o semiárido, asegurando la seguridad alimentaria y estabilidad socioeconómica.

En la última década el agua marina desalinizada (AMD) ha emergido como una solución para la agricultura de regadío en España e Israel (Martínez-Álvarez et al., 2016). Israel lleva usando de manera generalizada en la agricultura el AMD desde 2005. En Israel desde 2017 cinco instalaciones de desalinización de agua de mar abastecen de unos 600 hm<sup>3</sup>/año a todos los sectores. En España la experiencia también comenzó en 2005 (Martínez-Álvarez et al., 2016) y actualmente hay 6 IDAM que aportan 155 hm<sup>3</sup>/año para 240.000 ha de riego en el sureste de España (del Villar et al, 2014). En ambos casos la AMD se produce a gran escala en instalaciones costeras, utilizando tecnología de membrana (Osmosis Inversa, OI).

En el plano internacional el AMD está destacando por eliminar las restricciones hidrológicas y climatológicas en muchas zonas y poder disponer de agua para diferentes usos (Feitelson et al., 2012). No obstante, el AMD no está exenta de inconvenientes, sobre todo, en cuanto al consumo eléctrico se refiere, además de ciertas restricciones agronómicas. A pesar de estos inconvenientes muchos autores están de acuerdo en que estas limitaciones no son suficientes como para evitar que se desarrollen estas instalaciones en zonas costeras, donde la agricultura de regadío de alto valor añadido es un motor económico (Feitelson et al., 2007). En España desde el punto de vista de la gestión, el AMD se ha estado utilizando como fuente de agua de emergencia frente a otro tipo de recursos hídricos más económicos. Aunque este enfoque de la gestión del AMD ha ido cambiando en los últimos años, donde este recurso ha ido ganando importancia en el balance de “fuentes de agua disponibles” en de la planificación de cuenca. Las estrategias de mezclas del AMD con otros recursos hídricos son necesarias para la gestión hídrica de la zona, con el objetivo reducir los costes energéticos y mitigar las limitaciones agronómicas (Ben-Ga et al., 2009).

El programa AGUA en 2004 conformó el marco legal y marcó un punto de inflexión en España para empezar a producir AMD a gran escala para la aplicación en agricultura (March et al., 2014) (Swyngedouw et al., 2016). Este programa fue diseñado como una estrategia alternativa a la conexión entre cuencas hidrográficas, los llamados “trasvases”, y poder satisfacer las demandas de agua para riego en las cuencas mediterráneas. El programa AGUA se enfocaba en construir 21 IDAM a lo largo de la costa mediterránea y de las Islas Canarias, con capacidad de producción de 1063 hm<sup>3</sup>/año, para uso en agricultura, urbano y turístico. Inicialmente el programa AGUA se desarrolló de manera intensa y rápida, sobre todo en el sureste de España, sin embargo,



cambios políticos y cambios en el concepto del modelo de gestión de recursos hídricos, provocaron retrasos y cancelaciones en la implantación del programa AGUA. Tras varios años de sequía, se ha vuelto a acelerar el programa, reiniciando la puesta en marcha de instalaciones que prácticamente estaban terminadas. Los últimos años secos han provocado un resurgimiento del interés de la agricultura por la AMD, lo que ha aumentado la demanda, y las capacidades de producción de las IDAM existentes, como es el caso de la zona de estudio en la cuenca del Segura, en el sureste de España.

La cuenca del Río Segura es una de las zonas de mayor escasez de agua de toda Europa. Esta escasez de agua contrasta con el aumento durante las últimas décadas de la agricultura de regadío. El aumento de las superficies regables y los efectos del cambio climático (años más secos) han llevado a la cuenca a un déficit de agua estructural y persistente en el tiempo. En el actual contexto, la distribución de agua entre las diferentes zonas está agravando los conflictos sociales. En esta situación tan compleja, el AMD se desmarca como un pilar importante que da garantía a nivel de consumo urbano y mejora la resiliencia de toda la zona de la cuenca del río Segura. (CEDEX, 2016) (Fleskens. et al., 2013).

El objeto de este estudio es describir y examinar desde un punto de vista crítico, el desarrollo y grado de implantación del AMD en la agricultura de la cuenca del río Segura. Los datos del estudio han sido suministrados por la Sociedad Estatal de Aguas de las Cuencas Mediterráneas (ACUAMED), así como informes técnicos de un número importante de IDAM, publicaciones científicas y entrevistas y comunicaciones con jefes de las IDAM y de comunidades de regantes.

## **2. Agua marina desalinizada en el contexto de la planificación hídrica de la cuenca del Río Segura.**

La última estimación oficial de fuentes de agua disponible en la cuenca del Segura era aproximadamente de 1602 hm<sup>3</sup>/año, en dicha cantidad, están incluida las fuentes de agua superficiales y subterráneas, agua del trasvase Tajo-Segura (T-S), agua regenerada y agua desalinizada (PHCHS, 2013).

Primero fue la diversificación en las fuentes de abastecimiento, posteriormente se solicitaron incrementos en la cuota de abastecimiento, debido principalmente a periodos de sequía, como en los años 1981 a1984 y 1989 a1990, 1991-1995 y 2005 a 2009, hasta llegar a la cantidad demandada actualmente (March et al., 2014). En 2017

el AMD representa el 10% del total de las fuentes de agua disponible en la cuenca del río Segura.

Sin embargo, la disponibilidad no es suficiente para cubrir la demanda de agua en la cuenca, la cual se estima en unos 1834 hm<sup>3</sup>/año. Esto incluye 1546 hm<sup>3</sup>/año de la agricultura de regadío, 236 hm<sup>3</sup>/año para abastecimiento urbano, 20 hm<sup>3</sup>/año para uso industrial, y para necesidades ambientales 32 hm<sup>3</sup>/año. (PHCHS, 2015). Como se puede ver el sistema tiene un déficit de unos 400 hm<sup>3</sup>/año y que fácilmente podría llegar a los 600 hm<sup>3</sup>/año en años secos. El agua subterránea no renovable y el riego deficitario son las fuentes contempladas para suplir este déficit.

La continuidad en la escasez de agua ha afectado y afecta a la agricultura de regadío de la zona, provocando una sobreexplotación de los acuíferos. Las 260.000 ha de riego están dividida en dos áreas o zona regables, la primera es el área regable tradicional, y la otra es la zona regable del trasvase T-S la cual supone aproximadamente 147.000 ha. El abanico de cultivos que se siembra en la cuenca está repartido de la siguiente manera, aproximadamente un 47% cultivo hortícola, 25% frutales, 15% cítricos y 15% otros cultivos, como viña, melón o invernaderos. (PHCHS, 2015).

Las condiciones de buen clima y suelo, la disponibilidad de agua (con la sobreexplotación de acuíferos), y la agricultura de cultivos con alto valor añadido, han sentado la base del modelo de agricultura de la llamada “huerta de Europa”. La exportación a Europa supone el 70% de la producción de en la cuenca del Segura, lo que da idea de la importancia socio económica generada por la agricultura de regadío. Es necesario poder mantener este motor económico y estratégico que genera riqueza y estabilidad social en la cuenca del Segura.

En las áreas regables de la cuenca del Segura, actualmente se están manejando precios diferentes para el agua de riego, dependiendo de la fuente de origen. Así el agua superficial está entre 0,02-0,09 €/m<sup>3</sup>, el agua regenerada entre 0,05-0,1 €/m<sup>3</sup>, el agua trasvase T-S 0,12 €/m<sup>3</sup>, el agua subterránea entre 0,16-0,42 €/m<sup>3</sup> y por último el agua salobre desalinizada entre 0,26-0,56 €/m<sup>3</sup> (Martínez-Álvarez et al., 2016).

Como puede observarse la variación de precios es importante, diferencia basada en la capacidad de obtener el agua, capacidad de transportarla, etc. Es decir, diferentes áreas de la cuenca tienen diferentes precios para sus aguas de riego, y en este sentido, trabajar con AMD, en zonas costeras o próximas a la costa, está haciendo que este tipo de agua vaya ganando importancia en el abanico de posibles fuentes de agua.

Tanta necesidad de agua hay en la cuenca que durante los últimos años han proliferado las instalaciones de desalobradoras privadas, se estima que el número de estas instalaciones están por encima de las 1000, y que realmente computan como instalaciones que mejoran la calidad del agua subterránea. (Aparicio et al., 2017).

### **3. Producción de AMD, evolución del abastecimiento y situación actual.**

En 1995 comenzó el uso de AMD para la agricultura en la zona con el riego del distrito de Mazarrón, una instalación privada que garantizaba el riego a 3500 ha.

Sin embargo, el punto de inflexión que cambió la producción a gran escala del AMD se dio en 2004 cuando desde el gobierno de España se fomentó la construcción de varias grandes Instalaciones de Desalinización de Agua de Mar (IDAM), amparadas bajo el programa AGUA. La evolución de las tecnologías de membranas, mejorando la eficiencia energética y la reducción de costes, ha sido fundamental para potenciar esta fuente de agua, básica en periodo de sequías. (March et al. 2014, Swyngedouw, et al., 2013). Al comienzo de 2017 en la CHS, se dispone de siete grandes IDAM para abastecer la agricultura de regadío. Tres de estas siete han sido desarrolladas por comunidades de regantes (Marina de Cope, Mazarrón y Águilas). Las otras cuatro instalaciones tienen un objetivo dual, para abastecimiento humano y riego en agricultura (Torrevieja, Escombreras, Valdelentisco y Águilas), aunque a efectos prácticos el 90% de la producción se usa en agricultura. Adicionalmente, existen otras cuatro instalaciones que garantizan el abastecimiento a consumo humano, (Alicante 1 y 2, y San Pedro 1 y 2).

La tecnología utilizada en todas estas instalaciones es tecnología de membranas para la osmosis inversa, aunque el número de etapas y de pasos son diferente. El programa AGUA consideraba como factor de diseño para concentraciones de boro inferior a 1,0 ppm, siendo para ello necesario un paso y dos tapas. No obstante, las nuevas instalaciones, como Águilas o Torrevieja, han sido diseñadas para dar agua con concentraciones de boro inferiores a 0,5 ppm, siendo en este caso, instalaciones de doble etapa y doble paso. Actualmente la capacidad de abastecimiento de estas instalaciones es ligeramente inferior a la diseñada, principalmente porque hay otra serie de instalaciones auxiliares, como tendidos eléctricos, o tuberías de agua para distribución, cuyas obras no han finalizado. Actualmente las IDAM disponen de más de 250 km de tuberías de distribución siendo el objetivo final el poder interconectar todas las instalaciones.

Los comienzos de la aplicación de AMD en la agricultura han sido complicados, por un lado porque la puesta en marcha de este tipo de instalaciones es complicada, más aún cuando ha coincidido con periodos de años húmedos, siendo en estos años, cubierta la demanda con fuentes de agua convencionales, como el trasvase Tajo Segura. Por otro lado, las comunidades de regantes han reclamado que los precios del agua desalinizada son muy elevados, demandando un precio de garantías. Todo este contexto ha dado lugar a una ralentización para poder poner en plena producción las instalaciones hasta 2014, cuando el agua transferida por el trasvase T-S cayó de manera muy acusada. La sequía de 2014 dio lugar al pago de una subvención por parte del gobierno central de España, ayudando económicamente a parte de la producción del agua marina desalinizada. Este empuje económico dio lugar a un aumento de la producción de 139 hm<sup>3</sup>/año en 2016 a 175 hm<sup>3</sup>/año en 2017, lo que remarca el potencial del AMD para completar el hueco que ha dejado la reducción del trasvase T-S en las zonas regables de la cuenca del Segura.

#### **4. Calidad del AMD desde el punto de vista agronómico.**

Desde un punto de vista agronómico, la gestión del AMD debe tener un enfoque específico a la hora de incluirla en la planificación de los riegos. Comparada con un agua convencional su composición fisicoquímica es muy característica y diferente. El contenido en sal, por ejemplo, es ligeramente inferior cuando se compara con el agua de trasvase T-S. Aunque la salinidad es inferior, las concentraciones de iones que producen fitotoxicidad, como son sodio, cloro y boro, son bastante mayores que en el agua de trasvase T-S. Por el contrario, otros iones que son nutrientes esenciales, como son magnesio, calcio o sulfatos, se presentan en valores muy bajos en las AMD. Para abordar el punto de vista agronómico para el AMD, se evalúa su composición química comparando los datos de las IDAM analizadas con los estándares de Ayers y Westcot, 1985; criterios que se basan en la protección de la dualidad suelo-planta, que estos investigadores desarrollaron para la FAO.

##### ***4.1 La salinidad en AMD.***

Desde hace mucho tiempo se sabe que la característica de salinidad del agua de riego es un factor que puede afectar a la producción de los cultivos cuando se supera cierto umbral. La tolerancia de los cultivos a la salinidad está descrita mediante un modelo de producción decreciente conforme aumenta la concentración de sal, medida dicha salinidad como conductividad eléctrica del agua de riego (Maas et al., 1999). Este modelo se describe como una función lineal caracterizada por dos parámetros,  $CE_{umbral}$

y pendiente de la función. El valor umbral de CE es el valor por debajo del cual el cultivo no se ve afectado por la salinidad. La pendiente describe la relación entre la pérdida de producción frente al aumento de conductividad eléctrica. Este modelo de función umbral, junto con las variedades de cultivos, son la base para la planificación de los riegos.

En este trabajo se analizan estas funciones umbral de los cultivos de regadío más representativos en la cuenca del Segura, comparando con los valores de CE producidas en cuatro IDAM (Torrevieja, Águilas, Escombreras y Valdelentisco), en un periodo que va desde 2014 a 2017. En el análisis de los datos se observa que CE para el AMD varía entre los 0,46 a 0,54 dS/m, valores que se sitúan en la mitad aproximadamente de la CE de los valores límites o umbrales para los cultivos de la zona. Este valor de  $CE_{umbral}$ , como umbral máximo de los cultivos, de manera general se sitúa  $CE_{umbral} (media) = 0,7$  dS/m. Con estos datos, y comparando con los valores umbrales de la bibliografía se entiende que la conductividad eléctrica del AMD no es un factor limitante que afecte al crecimiento de los cultivos.

Lo que está fuera de toda duda, es que desde un punto de vista agronómico el AMD puede producir diferentes efectos en los cultivos, teniendo en cuenta el tipo de agua que reemplaza. Cuando el agua reemplazada es un agua de alta calidad, la baja salinidad del AMD no implica beneficios agronómicos. De hecho, el agua de trasvase T-S, que tiene una CE mayor, en el entorno de 0,85 dS/m, por lo que sustituir esta agua por AMD no tiene efectos beneficiosos ni perjudiciales. Lo que sí está demostrado es que si el AMD sustituye a un agua de peor calidad, desde el punto de vista de la CE, que superaba la CE umbral del cultivo, se produciría un incremento en la producción. Esta situación es la que se da en muchas zonas de la cuenca del Segura, donde debido a la persistencia del déficit hídrico ha llevado a los agricultores a incorporar aguas subterráneas de peor calidad, llevando en las mezclas junto con el agua del T-S, a valores de 1,5 a 2,5 dS/m, valores superiores al umbral de los cultivos. Cuando se ha aportado AMD en buena proporción con el agua del trasvase T-S ha permitido a los agricultores gestionar mejor la conductividad en el agua de riego, mejorando este factor limitante. Existen algunos ejemplos al respecto donde se ha analizado que la producción de los cítricos se ha incrementado entre un 10-50%, con una reducción del consumo de agua en un 20%, reemplazando agua de trasvase (CE 1,2-2,2 dS/m) (Zarzo et al., 2013) y agua salobre del subsuelo (CE 5,0-7,0 dS/m), por AMD.

#### 4.2 Concentración de nutrientes esenciales $Mg^{2+}$ , $Ca^{2+}$ y $SO_4^{2-}$ .

Una de las características que debe ser tenida en cuenta, a la hora de usar el agua marina desalinizada para el riego es su baja concentración en nutrientes esenciales. El papel de estos iones en la nutrición de los cultivos en la cuenca del Segura ha tenido siempre un papel secundario, debido a que se encuentran de manera mineral en el propio suelo, en concentraciones que normalmente satisfacen las necesidades. Sólo en los cultivos de invernadero y cultivos sin suelo, es necesario una fertilización adicional en cantidades de 80-120 mg/L para  $Ca^{2+}$ , 24-36 para el  $Mg^{2+}$  y 100-150 mg/L para el  $SO_4^{2-}$ . Las concentraciones en el agua de trasvase T-S, son similares a las anteriores mencionadas, incluso pueden llegar a ser más altas, cuando se realizan prácticas de mezclas con otras fuentes de agua. Sin embargo, las concentraciones de  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$  en el AMD varían entre 14,9-29,0 mg/L, 1,4-4,3 mg/L y 4.0-6.6 mg/L respectivamente, valores bastante inferiores a los necesarios para los cultivos de invernaderos. Indudablemente este déficit de  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$  puede ser incorporado mediante fertilización, pero provocará un aumento en los costes de operación. Estas circunstancias ya se han constatado en Israel, donde este aumento en la fertirrigación con  $Mg^{2+}$ ,  $Ca^{2+}$  y  $SO_4^{2-}$  han supuesto un incremento de 3.500 \$ por hectárea (0,5 \$/m<sup>3</sup> para el agua de riego) en el cultivo de pimiento bajo invernadero (Ben-Gal et al., 2009). Para evitar estos sobrecostes de fertilización, la práctica más habitual en la zona regable del CHS es poder completar el AMD con aguas superficiales subterráneas. A pesar de ello, estas mezclas para completar las necesidades de fertilización están haciendo que los valores de CE suban a valores en el entorno de 1,5-2,5 dS/m, dependiendo de la disponibilidad del agua del T-S y de la sensibilidad del cultivo a la conductividad (valores umbrales) lo que puede provocar afección a la producción esperada en muchos cultivos.

#### 4.3 Concentración de elementos fitotóxicos $Cl^-$ , $Na^+$ y $B^{3+}$ .

Uno de los principales problemas del AMD son las altas concentraciones de  $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$ , iones que pueden dar lugar a acumulaciones en suelo y planta. Esta toxicidad también puede darse de forma directa absorbiéndose los iones por las mismas hojas cuando se utiliza sistemas de riego por aspersión, aunque si bien es cierto, se trata de un sistema de riego poco implementado en la cuenca del Segura. (Alcon et al., 2017).

Como se ha indicado, la fitotoxicidad es acumulativa, lo que está provocando en muchas explotaciones de cultivo leñoso y cultivos plurianuales, una alta sensibilidad a los valores de  $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$ . Esta sensibilidad por acumulación es lógicamente diferente en los cultivos anuales donde no llega a ser un problema.

El sodio no está considerado un nutriente esencial y cuando supera los valores umbrales puede causar daños a los cultivos de forma directa y/o indirecta (Grattan et al., 2015). Cuando se habla del agua del suelo, el valor umbral que puede causar daños directos, en las variedades más sensibles, situándose en valores de 115 mg/L (Bernstein et al., 1956). Los valores obtenidos del análisis de datos de las desaladoras analizadas en el estudio estiman el intervalo de sodio en el agua producto entre los valores de 76-115 mg/L. Estos valores son aceptables y garantizan no dañar directamente al cultivo. Las prácticas de mezclas del AMD con agua de subsuelo, con el objetivo de mejorar las concentraciones de magnesio, calcio y sulfatos, pueden dar lugar a subir estas concentraciones de sodio, hasta los 500 mg/L, lo que si puede provocar daños directos al cultivo. El daño directo está claro con esas concentraciones, pero lo que es también palpable es el daño indirecto por los riesgos de sodificación del suelo; problemas que pueden dar lugar a la pérdida de estructura del suelo cuando se riega con agua con altas concentraciones de sodio.

En el caso del cloro, se trata de un micronutriente esencial para muchos de los cultivos, en particular para los cítricos. Esta clasificación como micronutriente esencial lo hace también fitotóxico, cuando los valores superan 1% en las hojas (base seca) (Chapman et al., 1968), produciéndose la conocida enfermedad de la clorosis férrica. Los cultivos leñosos más representativos en el regadío de la cuenca del Segura, cítricos y melocotonero presentan umbral máximo en el agua de riego en el entorno de 250 mg/L, antes de que pueda afectar a la planta (Ayers y Westcot, 1985). En este sentido el AMD no sería un problema de afección a los cultivos, a pesar de este elevado valor. Al igual que ocurre con el  $\text{Na}^+$ , los problemas asociados al superar los umbrales máximos pueden darse tras las mezclas con aguas, sobre todo, de las aguas subterráneas.

El boro, como micronutriente esencial, el margen para que pueda provocar efectos beneficiosos o perjudiciales en los cultivos es mínimo. Este elemento esencial en concentraciones bajas da lugar a efectos fitotóxicos (Grieve et al., 2012). Los valores en los que aparecen en las AMD para el riego son mucho menores que con respecto al sodio o el cloro. A diferencia del cloro y el sodio, el boro tiene una alta afinidad por quedar presente en el suelo, lo que puede aumentar las concentraciones a medio y largo plazo, dando lugar a ese efecto fitotóxico (Grattan et al., 2015). Los cultivos estacionales tienen menos sensibilidad al boro, que los cultivos leñosos, cuyo umbral se sitúa en 0,5 mg/L. Cuando se comprara los valores de concentración de  $\text{B}^{3+}$  del AMD en las cuatro instalaciones del estudio, los valores se encuentran entre 0,56-0,92 mg/L.

Estudios recientes corroboran que las concentraciones de  $B^{3+}$  en el agua de riego deberían tener tendencia a la baja. En este sentido, estos estudios limitan para árboles cítricos valores de 0,5-0,75 mg/L y de 0,3-0,5 mg/L en la solución del suelo, durante un largo periodo de tiempo. Los valores umbrales en el agua de riego más restrictivos para el  $B^{3+}$  se encuentran para el cultivo del limonero, situándolo por debajo de 0,5 mg/L. A pesar de estar hablando de valores de tan bajos de  $B^{3+}$ , cultivos estacionales como la cebolla, ajo, patata, brócoli, pimiento rojo o zanahorias puede verse afectados de forma directa por el riego de AMD (Hanson et al., 1999). El estudio corrobora que el riesgo asociado al daño por boro en el agua de riego, en la cuenca del Segura, se localiza en las áreas de riego donde actualmente se está regando con AMD, afectando especialmente a los cítricos.

Cuando se analizan las legislaciones y normas regulatorias de diferentes países en el mundo, en lo que a concentración de boro se refiere, estos valores son muy variables. Según la OMS, estima como valor de referencia umbral 0,5 mg/L cuando se refiere a agua potable, a pesar de que en la regulación nacional está todavía en 1 mg/L. Los requerimientos en calidad de agua para el riego respecto al  $B^{3+}$  son muy diferentes a los límites establecidos para el agua para consumo humano. Dado que no hay legislación al respecto, es recomendable tomar como referencia los límites establecidos por la Israeli Water Authority (IWA), que tiene un criterio combinado entre las necesidades de la agricultura de regadío y el uso municipal. Las recomendaciones de la IWA indican que una concentración de  $B^{3+}$  de 0,3 mg/L como valor umbral para proteger a los cultivos más sensibles. Las cuatro IDAM analizadas en este estudio cumplen con la legislación española vigente, pero si se quiere utilizar esta agua para el riego, se deberían establecer en la legislación las necesidades para la agricultura de regadío, con ciertas limitaciones que hasta el momento no se están teniendo presente.

Los altos contenido en  $B^{3+}$  del AMD preocupa mucho a los agricultores de la zona, en especial a los agricultores de cítricos. Para mitigar el riesgo de daño al cultivo es habitual dos estrategias:

- Realizar mezclas de agua con agua del trasvase T-S (con concentraciones de  $B^{3+}$  sobre 0.1 mg/L), y mediante esta mezcla mejorar las características de falta de algunos nutrientes esenciales.
- La segunda estrategia es la instalación de instalaciones para eliminar el  $B^{3+}$  a pie de campo, mediante resinas de intercambio selectivas (Darwish, et al., 2015) con el boro, o bien uso de membranas de ultrafiltración (Hilal et al.,



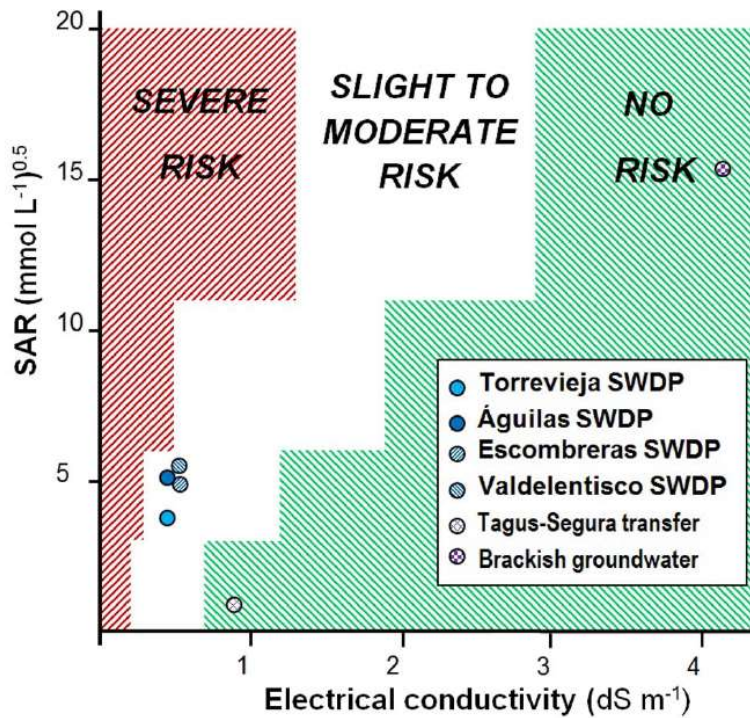
2011). Esta última estrategia es la única viable, en caso de que se reduzca o se elimine definitivamente el agua del trasvase T-S

#### *4.4 Riesgo de sodificación del suelo.*

Como se ha indicado en apartados anteriores, el problema de las altas concentraciones de sodio en el AMD puede provocar daños en las condiciones físicas del suelo lo que genera dificultades de crecimientos de la planta, y por tanto un impacto en la producción de los cultivos. La sodificación afecta a las propiedades físicas del suelo generando una dispersión de las arcillas, que finalmente termina generando un colapso de la estructura agregada del suelo; lo que a su vez provoca un descenso en la capacidad hidráulica del suelo, problemas erosión, compactación, falta de aireación (Darwish et al., 2015, Hilal et al., 2011).

El riesgo de sodificación del suelo se reduce cuando aumentan los cationes polivalentes, como son el  $\text{Ca}^{2+}$  y el  $\text{Mg}^{2+}$  principalmente, también presentes en el agua de riego. Dado que estos cationes también están en el agua, el parámetro para evaluar la sodificación del suelo es el SAR (Sodium Adsorption Ratio). Siguiendo los criterios de Ayers y Westcot para analizar a medio largo plazo el riesgo de sodificación, se deben analizar SAR y CE, dando lugar a tres regiones con diferentes riesgos de sodificación. Los análisis realizados a las IDAM analizadas sitúan el agua aportada en una zona de riesgo moderado, no así el agua del T-S y del agua salobre del subsuelo, que se sitúan en la zona sin riesgo de sodificación.

**Figura III.21** Evaluación potencial del riesgo de sodificación



Una vez más, tras analizar este parámetro, las estrategias asociadas a las gestiones de las mezclas de las AMD con agua del T-S y subterráneas pueden mitigar los riesgos asociados a la sodificación del suelo.

Independientemente de estas mezclas, otra estrategia totalmente recomendable es realizar un seguimiento estacional del suelo para detectar cualquier deterioro de la estructura del suelo por el uso de AMD en el riego de los cultivos, sobre todo, en suelos con altos contenidos en arcillas.

#### 4.5 Estabilidad química del agua.

La estabilidad química del agua en los sistemas de distribución es otra característica por controlar, control que se realiza mediante dos parámetros. El primero es la alcalinidad o capacidad tampón del agua, que es su capacidad de resistir cambios de pH, y en segundo lugar el índice de Langelier (LI) o potencial para precipitar o disolver carbonato cálcico.

La alcalinidad es una medida estandarizada de la capacidad buffer del agua. Una baja alcalinidad, supone ser muy sensible a los cambios de pH, mientras que una alta alcalinidad, aumenta la capacidad tampón del agua y por tanto los cambios de pH.

La precipitación/solución potencial del  $\text{CaCO}_3$  se analiza con el índice de Langelier (LI), que se interpreta como el cambio de pH requerido para que el agua entre en un equilibrio entre precipitación y dilución. Una LI  $<0$  el  $\text{CaCO}_3$  se disuelve, con un LI  $>0$  precipita el  $\text{CaCO}_3$ .

El AMD tiene buena capacidad tampón que es especialmente importante en la cuenca del Segura desde el punto de vista de la fertirrigación, para los cultivos sobre sustrato con poca capacidad tampón, o para cultivos sin suelo. En lo que se refiere a la fertirrigación suele ser habitual el aporte de fertilizantes en el agua de riego, con AMD, esta circunstancia provoca cambios de pH, que pueden dar lugar a un impacto en la disponibilidad de ciertos nutrientes para el cultivo. Por esta razón, unos de los criterios de calidad de agua de riego en Israel, para el AMD es el nivel de alcalinidad, como mínimo 80 mg/L  $\text{CaCO}_3$  (Lahav et al., 2006).

En cuanto a las instalaciones evaluadas, hay que indicar que la alcalinidad no es un parámetro que se suele analizar, tan sólo en las IDAM de carácter privado se realiza, disponiéndose de un dato de 52 mg/L. Los altos valores de alcalinidad también son recomendables por otros motivos, ya que disminuye la corrosión en los sistemas de distribución y permite la descarga de iones metálicos en el agua previniendo así la oxidación.

El control del LI, de la precipitación/disolución del potencial del  $\text{CaCO}_3$  es muy importante, sobre todo, orientado a los sistemas de riego. Hay que indicar que en áreas regadas por el trasvase T-S con un agua de elevada dureza, el índice de Langelier es superior a 1 (LI $>1$ ). Teniendo en cuenta que suele ser habitual la presencia de  $\text{CaCO}_3$  en las tuberías, si cambia de LI  $>1$  a LI $<1$  podría provocar la precipitación del  $\text{CaCO}_3$  generando atascos en válvulas, filtros, caudalímetros, etc., o la degradación en la propia tubería (Lahav et al., 2009). Los datos muestran que en el AMD los valores de LI están próximos a cero lo que asegura la falta de precipitación de nuevas sales de  $\text{CaCO}_3$  o la liberación de las ya existentes.

## **5. El binomio agua-energía y su relación con los gases de efecto invernadero.**

La desalinización de agua de mar supone un consumo energético muy alto, así como importantes emisiones de  $\text{CO}_2$  a la atmósfera (March et al., 2014). El análisis del binomio agua energía es especialmente importante en la producción de AMD debido a las elevadas cantidades de energía que requiere comparativamente hablando con otras fuentes de agua. Esas necesidades de energía se incrementan cuando se trata de

conseguir bajas concentraciones de  $B^{3+}$  en el agua producto, y se quiere destinar el AMD para el riego agrícola, que como se ha indicado anteriormente, en riego los umbrales máximos de los cultivos son más existentes que para agua potable (Shaffer, et al., 2012). Pero no sólo está la energía necesaria para producir el AMD, también hay que tener en cuenta el aporte de energía para el transporte hasta las zonas regables, energía para almacenar, para impulsar a las zonas regables, etc. En la tabla III.9 se analizan el consumo de energía específico para las cuatro principales IDAM que abastecen de agua a la agricultura en la cuenca del Segura. Este consumo energético específico incluye la producción AMD, transporte a las zonas regables, distribución en las zonas regables, requerimientos de presión por los sistemas de riego.

**Tabla III.9.** Consumo de energía específica total para el AMD en riego.

IDAM	Consumo de energía específica total para el AMD en riego (kWh/m <sup>3</sup> )
Torre vieja	5,22
Águilas	5,35
Escombreras	4,83
Valdelentisco (abastecimiento directo riego)	4,86
Valor medio	5,06

Fuente: Elaboración propia datos varias fuentes.

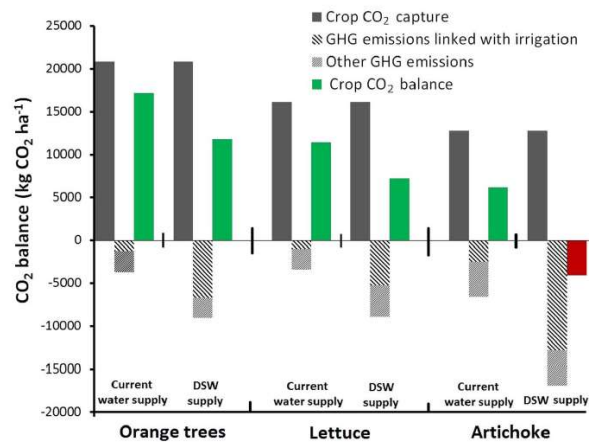
El consumo de energía específica por la producción de AMD supone 3,5–4,3 kWh/m<sup>3</sup> (Lapiente et al., 2012). Sin embargo, la energía específica en el transporte hasta las zonas de riego supone 0,59 y 1,0 kWh/m<sup>3</sup>, lo que significa un 22% de la energía específica del total producción transporte del AMD. Se han analizado los consumos específicos en la toma de agua de mar, pretratamiento, osmosis inversa y transporte en la IDAM de Valdelentisco, Torre vieja, y Escombreras. Como se ha comentado anteriormente, el consumo de energía específico en la producción de agua en una IDAM es mucho mayor que el similar para el abastecimiento de agua de riego para el regadío tradicional de la cuenca del Segura: 0,06 kWh/m<sup>3</sup> para agua superficial, 0,48 kWh/m<sup>3</sup> para agua subterránea, 0,72 kWh/m<sup>3</sup> para agua regenerada, 1,21 kWh/m<sup>3</sup> para agua salobre, y 0,95 kWh/m<sup>3</sup> para el trasvase de agua desde la España central (Martin-Goriz et al., 2014). Además, si se añade la energía específica media en repartir el agua entre las diferentes áreas regables de la cuenca del Segura, 0,16 kWh/m<sup>3</sup>, y la energía necesaria para dar presión necesaria, 0,17 kWh/m<sup>3</sup>, lo que supone un total de energía consumida por la agricultura de regadío con AMD en el entorno de 4,86-5,35 kWh/m<sup>3</sup>. Como consecuencia, reemplazar las fuentes de agua convencionales por regadío con

AMD implica un impacto importante, desde el punto de vista ambiental, por el incremento de las emisiones de gases efecto invernadero (GEI) asociadas al aumento de las necesidades energéticas para producir el AMD. Esto contrasta con los beneficios ambientales asociados al AMD para el regadío, como su fiabilidad e independencia de las circunstancias climatológicas. Algunos autores (Swyngedouw et al., 2016, Rogers, R et al., 2012) consideran que la AMD para el riego es una estrategia errónea debido a su elevadas emisiones GEI y que contribuye de manera importante al cambio climático.

Desde una perspectiva agronómica, el análisis de las emisiones de GEI vinculadas al AMD tiene una importancia elevada, ya que el incremento de consumo de energía puede provocar un cambio en el balance de CO<sub>2</sub> de los cultivos de regadío en la huella de carbono. Es decir, el aumento de producción de CO<sub>2</sub> puede hacerlos pasar de sumidero a fuente, agravando el efecto del cambio climático. En este artículo se ha analizado el efecto del riego con AMD sobre el balance de CO<sub>2</sub> en algunos cultivos típicos de regadío en la cuenca del Segura, comparándolo con un escenario hipotético donde el agua convencional es totalmente sustituida por AMD. Para este análisis se ha seguido la misma aproximación seguida por Martín-Gorriz et al. 2014 para el análisis del efecto del abastecimiento de diferentes tipologías de agua para el riego en sus emisiones de efecto invernadero, para la misma región, pero asumiendo que las actuales emisiones GEI vinculada al mix eléctrico en las principales suministradoras eléctricas de la cuenca del Segura está en un valor de 0,210 kg CO<sub>2</sub>/kWh. (Barnett, et al., 2010).

Los resultados muestran como las emisiones GEI pueden aumentar proporcionalmente a las necesidades hídricas en los cultivos analizados, y podrían llegar a ser el componente más importante de las emisiones GEI de toda la actividad agrícola. Del balance de CO<sub>2</sub> se comprueba que disminuiría la captura de CO<sub>2</sub> en la misma cantidad que las emisiones de efecto invernadero se incrementaría. En el caso de la alcachofa (cultivo anual con altas necesidades de riego), aumentaría tanto las emisiones, que llegaría a convertirse en una fuente de CO<sub>2</sub>. Desde este punto de vista, en las zonas agrícolas con elevado estrés hídrico, reemplazando las fuentes de agua tradicionales por AMD, podría afectar a la resiliencia agrícola, agravando por tato los procesos de cambio climático.

**Figura III.22** Balance del CO<sub>2</sub> en cultivos (Fuentes-Sumidero)



Si se sustituye las fuentes energéticas basadas en combustibles fósiles, por fuentes de energía renovable se produciría una reducción en las emisiones GEI (Iberdrola), y el efecto de la huella de carbono en el AMD aplicada al regadío se mitigaría de manera considerable. El problema de este enfoque es el del coste económico de aplicar energías renovables a la producción de AMD que continúa siendo muy elevado (Ghaffour et al., 2015).

## 6. AMD coste y precio.

Los costes asociados a la producción de AMD se pueden dividir en dos tipos de costes:

- Costes de inversión previos a la puesta en marcha de las instalaciones.
- Costes de mantenimiento y operación, costes asociados al periodo de funcionamiento de la IDAM.

Cuando se evalúa el coste de inversión se hace asumiendo que las instalaciones operarán para el caudal que están diseñando durante toda o gran parte de su vida útil. La realidad es que la demanda de AMD está muy afectada por el contexto en el que se produce. Así, si por ejemplo una IDAM está produciendo durante un año húmedo, existirán ese año fuentes de agua disponibles, más baratas que el AMD, por lo que la demanda a las desalinizadoras baja, operando a menor caudal de diseño, encareciéndose el coste de producción. Esto mismo ocurrió en el periodo de 2010-2014, donde las IDAM estuvieron operando de manera constante por debajo de su capacidad de proyecto (Swyngedouw et al., 2016).

Los costes de operación y mantenimiento están muy afectados por los costes energéticos que supone entre 50-60% de los costes de OyM (March et al., 2014, Al-Karaghoul et al., 2013). Es una afección directa por el precio de la energía, precio que ha crecido en la cuenca del Segura desde 0,08 kW/h en 2007 hasta 0,14 kW/h en 2014, lo que supone un incremento total en la producción de AMD de 0,32-0,36 €/m<sup>3</sup> en 2008 hasta los 0,56-0,63 €/m<sup>3</sup> en 2012 (March et al., 2014).

La publicación de Lapuente, en 2012, considerada una publicación de referencia, por la fiabilidad de los datos, hacía una comparativa entre costes de inversión y de OyM, de las cuatro mayores IDAM que abastecen al regadío de la cuenca del Segura. En la publicación se hacía una comparativa de estos costes, con el precio del agua de venta para diferentes comunidades de regantes y agricultores. Los valores medios de inversión 36,2% y costes de OyM, 64,8% del total de costes, donde subyace la importante dependencia del valor final del AMD en los costes energéticos. La variación del coste de inversión (0,216 – 0,262 €/m<sup>3</sup>) es debida a que existe una relación entre el coste de inversión y la producción real en una IDAM (a nivel económico), de la misma manera que los costes energéticos influyen en los costes de operación y mantenimiento (0,424 – 0,443 €/m<sup>3</sup>). En este caso, a los costes eléctricos le pueden estar afectados por otros parámetros técnicos, como pueden ser la salinidad del agua bruta, las calidades del agua producto, el sistema de toma de agua y de deposición de las salmuras, los sistemas de recuperación energética, o el tipo de tecnología de membrana utilizada (Ghaffour et al., 2015). El resultado del coste total para el AMD está entre (0,658 – 0,690 €/m<sup>3</sup>) similar a lo indicado por las IDAM en Israel para el abastecimiento de la agricultura de regadío (0,50 – 0,66 €/m<sup>3</sup>) (Spiritos et al., 2013).

Se ha analizado como el coste a pie de explotación AMD es todavía mayor, cuando se incluyen los costes de transporte desde las IDAM hasta las zonas de riego, estimados en 0,04–0,06 €/m<sup>3</sup> (Ziolkowska et al., 2015), la distribución dentro de las zonas de riego, en 0,03–0,06 €/m<sup>3</sup> (Estevan et al., 2007), y los costes de aplicación (riego por goteo) estimados en 0,02–0,03 €/m<sup>3</sup> (Ziolkowska et al., 2015) (en riego por goteo). Como resultado los costes finales para el AMD en agricultura en la cuenca del Segura están entre 0,75-0,80 €/m<sup>3</sup> en la mayor parte de los casos.

A pesar de que el precio final de producción y puesta en explotación rondaría 0,75-0,80 €/m<sup>3</sup>, el precio de venta, que finalmente tiene actualmente el agricultor y que repercute en sus costes de producción es bastante diferente. Así por ejemplo el rango de precio de venta está entre 0,35 €/m<sup>3</sup> (Águilas) y 0,57 €/m<sup>3</sup> (Valdelentisco). Este precio de venta es tan variable debido a que antes de que el precio de la electricidad subiera

en los últimos años, algunas comunidades de regantes consiguieron pactar y negociar ciertos acuerdos de venta de precio final. Pero esta situación traslada el problema a las explotadoras de las IDAM ya que, si están limitados los precios de venta, y el coste energético no deja de subir, las empresas concesionarias de la explotación de las IDAM no pueden poner las instalaciones a plena carga. Esta circunstancia supondría encarecer el precio y no podrían vender el producto al precio acordado.

El valor de venta final al agricultor del AMD está por debajo de los costes de producción de esa agua, en todas las IDAM analizadas, lo cual evidencia que existe un subsidio o ayuda indirecta al AMD de aplicación agrícola. Este subsidio o ayuda indirecta se basa en el hecho que los costes de instalación de las IDAM no están repercutidos en los costes totales de producción de AMD. Además, hay que añadir una ayuda directa que autorizó el gobierno de España en 2016 y 2017, como una medida extraordinaria para mitigar los efectos de la sequía y la reducción del trasvase T-S. Este subsidio consiste en descontar 0,2 €/m<sup>3</sup> para 30 hm<sup>3</sup> de abastecimiento de IDAM Torre vieja y 0,1 €/m<sup>3</sup> para 20 hm<sup>3</sup> abastecido por la IDAM de Valdelentisco, lo que hace un total de 8M€ que ha ayudado a aumentar la demanda actual de AMD para el riego de cultivos. No obstante, hay que indicar que las instalaciones que abastecen para uso doméstico no tienen esta ayuda gubernamental, como son San Pedro 1 y 2, que también tienen la opción de vender a regadío, pero lo están haciendo al precio de 0,50 €/m<sup>3</sup>.

Los agricultores que, de forma general, han estado reacios a pagar los costes totales del AMD, y han estado reclamando al gobierno incrementar el apoyo económico al precio del AMD para uso en agricultura, como único camino viable para hacer rentable esta fuente de agua. No obstante, el incremento de la demanda de AMD puede interpretarse como prueba de que la agricultura puede tolerar un precio del agua en el entorno de 0,5 €/m<sup>3</sup>.

Cuando se va sustituyendo fuentes de agua tradicionales, por AMD el margen del beneficio asociado a la producción agrícola va paulatinamente descendiendo, perdiendo la rentabilidad y llegando a ser económicamente inviables. Por esta razón los agricultores han solicitado año tras años ayudas económicas al gobierno de España. Para analizar la rentabilidad del precio de venta del AMD se ha comparado el margen neto de explotación (€) por metro cúbico de agua de riego para los principales cultivos de la zona de estudio, con el AMD y otras fuentes de agua. La media del margen neto para el agua en CHS abastecida con AMD está entre 1,15-1,76 €/m<sup>3</sup>, claramente por encima de los precios de venta del AMD (Gil et al., 2016). Este valor medio aumenta de manera considerable en los cultivos de invernadero (pimiento y tomate) donde se supera



un margen neto sobre 1,99 (pimiento) y 2,45 €/m<sup>3</sup> (tomate) (Calatrava et al., 2012). Por debajo de esos valores se encuentran los cultivos más representativos de la cuenca del Segura, como cítricos (0,36 €/m<sup>3</sup>), melocotonero (0,65 €/m<sup>3</sup>), lechuga (0,68 €/m<sup>3</sup>) y brócoli (0,30 €/m<sup>3</sup>) (Calatrava et al., 2012). Estos indicadores señalan que los cultivos con elevado valor añadido, como son los cultivos de invernadero pueden permitirse los actuales costes asociados al AMD, pero los cultivos más importantes en la cuenca del Segura no pueden permitirse el precio del AMD sin poner en peligro la rentabilidad económica de las explotaciones. La justificación de la demanda actual de AMD para todos los tipos de cultivos es debido principalmente a tener disponibilidad de otras fuentes de agua, de menor coste, para poder hacer mezclas. Estas fuentes de agua son las aguas superficiales (0,02-0,09 €/m<sup>3</sup>) o agua de trasvase T-S (0,12 €/m<sup>3</sup>), lo que conduce finalmente a un precio de agua de riego sobre los 0,30-0,35 €/m<sup>3</sup>. Por lo tanto, el riego con AMD convenientemente mezclada es una solución viable desde el punto de vista agronómico y asumible en lo que al coste económico se refiere.

## **7. Conclusiones.**

El nuevo modelo de agricultura en la cuenca del Segura, combina producción a gran escala de AMD, con una agricultura altamente tecnificada y con producciones con gran valor añadido. Este nuevo paradigma es la base de una estrategia adaptativa, para fomentar una agricultura de regadío elástica que se vea menos afectada por el cambio climático, y su consecuente escasez de agua. En este artículo se describe y analiza en profundidad la expansión del cultivo de regadío con AMD desde mediados de la década de 2000 en la cuenca del Segura, donde se ha podido constatar evidencias prácticas y teóricas de las principales fortalezas y debilidades.

Entre las fortalezas destacan:

- El AMD puede ser una fuente de abastecimiento de agua ilimitada para la agricultura, además de tener un efecto tampón ante periodos de sequía.
- La sustitución de las fuentes convencionales de agua con AMD proporciona nuevas oportunidades tanto en la gestión a nivel de cuenca, como a nivel de parcela.
- La baja conductividad del AMD, mezclando con otras fuentes de agua, aumentan de manera significativa en calidad y cantidad los rendimientos de los cultivos.

Entre las principales debilidades destacan:

- Los altos costes de producción del AMD que se trasfiere al coste de producción del cultivo, ponen en peligro la viabilidad económica de los cultivos más representativos de la cuenca del Segura.
- La concentración de  $B^{3+}$  del AMD producida actualmente está por encima de los valores umbrales de los cultivos leñosos más importantes en la cuenca del Segura, lo que puede provocar un problema de toxicidad.
- El binomio agua-energía en la producción del AMD implica unas altas emisiones de gases de efecto invernadero, lo que afecta a los procesos de cambio climático.

Tras el análisis de este trabajo, es necesario continuar profundizando en la investigación del AMD orientada a optimizar mejor el uso de esta fuente de agua en la agricultura de regadío. Las investigaciones actuales en materia de tecnologías de membranas para desalinización, así como las investigaciones de AMD en agricultura, y sobre todo la puesta en común de los resultados, están ayudando a enfocar mejor los problemas para poder superarlos. Si estos problemas comienzan a superarse, harán que el AMD sea una fuente destacada de agua entre el resto de recursos hídricos disponibles, sobre todo en las áreas costeras donde se ha hecho más patente el incremento de periodos secos.

Desde un punto de vista económico, por el momento tan sólo los cultivos bajo invernado pueden adaptarse al riego directo con AMD, mientras que las mezclas con fuentes de agua convencionales, más económicas de conseguir, siguen siendo necesarias para poder aplicar el AMD a un amplio abanico de cultivos. Estas mezclas, no sólo sirven para contrarrestar los altos costes, sino para mitigar los problemas agronómicos relacionados con la composición química del AMD, como la falta de nutrientes esenciales, toxicidad con la concentración de boro, y el riesgo de sodificación del suelo y posterior deterioro de las condiciones físicas. Es necesario profundizar en una evaluación detallada de los rangos de mezcla (AMD con otras fuentes de agua) y su coste final asociado, para poder optimizar los beneficios de realizar una planificación donde se integre todas las fuentes de agua que completen el abastecimiento en las zonas de riego.

Las distintas variables que intervienen a la hora de realizar las mezclas de diferentes tipos de agua deben ser modelizadas y analizadas en detalle por las propias

zonas de riego, comunidades de regantes, o incluso a nivel de explotación. Se debe tener en cuenta la composición del AMD, la calidad de otras variables de otras fuentes de agua, los requerimientos de cultivos en cuanto a nutrientes esenciales ( $Mg^{2+}$  y  $Ca^{2+}$ ) y la toxicidad por umbrales específicos para según qué tipo de cultivo.

A corto plazo, se implantarán sistemas de monitorización de la calidad del agua en tiempo real, analizando en tiempo real estas mezclas de agua, será una práctica primordial a la hora de garantizar y mantener un abastecimiento de agua de calidad para los cultivos.

En el caso de la cuenca del río Segura podría servir como un ejemplo a la hora de diseñar un modelo de planificación de fuentes de agua, incluyendo al AMD, teniendo en cuenta lo que ha ocurrido con las IDAM durante periodos húmedos, donde la oferta de fuentes de aguas más económicas pone en riesgo la viabilidad de la estrategia de la desalinización. Como ocurrió entre 2010-2014 donde un periodo húmedo con disponibilidad de fuentes de agua más económica contribuyó a una infrautilización de las IDAM construidas. Como ocurre en Israel, para mantener una demanda de AMD estable y controlada en el tiempo es aconsejable a la hora de planificar, realizar contratos a largo plazo entre las IDAM y las comunidades de regantes. Estas políticas a largo plazo garantizan que los gobiernos podrán pagar el precio acordado ( $\text{€/m}^3$ ) para un volumen ( $\text{m}^3/\text{año}$ ), teniendo en cuenta las capacidades nominales de producción de cada IDAM.

## Capítulo IV. Publicación 2

### IV.1. Resumen de la publicación

#### **Título**

*Caracterización del abastecimiento de agua marina desalinizada a la agricultura en el sureste de España.*

#### **Referencia de la publicación**

*Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, Victoriano); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, Jose F.); Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, Manuel J.) ; Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, Belen) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, Bernardo). Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain. Water. Volumen: 11 Número: 6 DOI: 10.3390/w11061233 Fecha de publicación: JUN 2019*

#### **1. Introducción**

En los últimos años se ha ido incrementando la demanda de agua en los países de la cuenca mediterránea, principalmente motivado por el crecimiento de la población, desarrollo social y económico de las ciudades, y en especial por la importante expansión del principal consumidor de agua, la agricultura de regadío (UNESCO, 2012) Esta situación ha provocado un déficit hídrico en muchas cuencas y un incremento de la presión sobre los recursos hídricos convencionales que terminan dando como resultado conflictos entre los diferentes usuarios (IPCC, 2014). A esto hay que sumarle los acontecimientos de aceleración de los efectos del cambio climático que hacen augurar un empeoramiento de estas circunstancias en un futuro cercano (Iglesias et al., 2011). Uno de los sectores donde la escasez de agua afecta más es la agricultura de regadío, un sector que supone del 70% de la extracción del agua dulce mundial y del 90% del consumo (MEDWS & DWG, 2019). Por lo tanto, este acusado déficit de agua pone en serio peligro la producción agrícola en los países de la cuenca mediterránea y en otras regiones áridas o semiáridas.

Actualmente, en un ambiente de permanente cambio, las iniciativas innovadoras que mejoren la resiliencia en la agricultura de regadío son fundamentales. Medidas como potenciar el uso de fuentes de agua no convencionales, que ayuden a evitar el continuo desgaste de los sistemas hidrológicos convencionales (superficiales y subterráneos). En particular, estas fuentes de agua no convencionales son la regeneración de aguas y el uso de aguas marina desalinizada que conforman la base para luchar contra la escasez de recursos hídricos convencionales (Elimelech. et al., 2011). Efectivamente, la producción del agua marina desalinizada (AMD) se ha incrementado de manera importante en España e Israel, en la última década, impulsada por la creciente aceptación de los agricultores (Martínez-Álvarez. et al., 2016), a pesar del precio de venta en la explotación es superior al de las fuentes tradicionales de agua (Aznar Sánchez et al., 2017).

El AMD puede ser una medida intersectorial para aliviar la crisis de escasez de agua. Actualmente 7,5% de la población del mundo se abastece de agua marina desalinizada, y se espera que para 2050 este porcentaje crezca hasta el 18%. (Gao et al., 2017). Las experiencias iniciales con AMD para el riego agrícola han puesto de manifiesto muchas ventajas (Aznar Sánchez et al., 2017) (Martínez-Álvarez et al., 2016) (Silber. et al., 2015):

- Abastecimiento ilimitado de agua para riego y capacidad de mitigar la presión sobre otros recursos hídricos en periodo de sequías.
- La baja salinidad del AMD produce en muchos casos aumentos significativos en la calidad y la cantidad de las cosechas, especialmente cuando se reemplazan las fuentes de agua de baja calidad en regiones con recursos escasos y de baja calidad.
- Esta fuente de agua da la posibilidad de aplicar nuevas políticas y diferentes opciones en la planificación hidrológica.

Estas mismas primeras experiencias también han puesto de manifiesto los principales problemas asociados del uso de AMD en riego agrícola:

- Elevado consumo energético, lo que aumenta los costes de producción (Aznar Sánchez et al., 2017)

- La concentración de  $B^{3+}$  del agua producto, lo que puede provocar problemas de superación de valores umbrales en ciertos cultivos y riesgo de toxicidad (Yermiyahu et al., 2007)
- El binomio agua-energía en la producción de AMD implica un aumento de las emisiones de efecto invernadero lo que implica afectar negativamente a los procesos de cambio climático (Martínez-Álvarez et al., 2016).
- Otro impacto negativo es el relativo a las salmueras residuales del proceso de desalinización, y la afección que tiene al medio ambiente marino a la hora de devolver estas cantidades de agua al mar (Shemer. et al., 2017), (Petersen et al., 2019).

Teniendo en cuenta sus ventajas y sus desventajas, la integración de AMD en el uso agrícola con fuentes de agua tradicionales, favorecería su viabilidad económica, mitigaría los riesgos agronómicos y, en última instancia, contribuiría a la sostenibilidad de la agricultura de regadío (Ben-Gal et al., 2009) (Russo et al., 2019). La previsión que hay para los próximos años es la de la consolidación del AMD como uno de los principales recursos hídricos para la agricultura de regadío en zonas costeras, potenciada además por la llegada de nuevas tecnologías que aportan una reducción de costes de producción y por tanto, abaratamiento en su uso generalizado (Burn,S. et al., 2015).

España es el primer país de Europa y el tercer país del mundo en capacidad de producción de AMD instalada, sin embargo, es pionera en la incorporación de este recurso “no convencional” a la planificación hidrológica (MAGRAMA, 2015). La integración del AMD en la planificación hidrológica puede permitir liberar otros recursos que estén más presionados y mejorar el estado de las masas de agua, evitando que el agua se convierta en un factor limitante para el desarrollo. Actualmente el AMD es la principal estrategia incluida en los programas de planificación de agua en España, dentro de las zonas con déficit hídrico. En los últimos años el sureste de España está consiguiendo integrar con éxito el AMD para garantizar una producción agrícola sostenible, y está atrayendo la atención internacional como ejemplo de agricultura de regadío tecnificada. Sin embargo, en otras regiones mediterráneas españolas, donde la producción de AMD está destinada a uso doméstico, las IDAM (Instalaciones Desalinizadoras de Agua de Mar) están infrautilizadas. (Martínez-Álvarez et al., 2017).

Teniendo en cuenta el incremento significativo de la demanda de agua en el regadío, y el potencial uso del AMD como posible fuente principal de abastecimiento en los cada vez más largos periodos de sequía, hacen que sea necesario describir y analizar la evolución y situación actual del AMD en el sureste de España. En este artículo se describen las principales características de la región en cuanto a planificación de agua, particularmente enfocadas en el AMD. Posteriormente se analizan las IDAM y la distribución de las infraestructuras para abastecer la producción de AMD a las zonas regables. Finalmente, en artículo se enfoca en preguntas técnicas, tales como los requisitos de energía, los costes asociados y los precios finales a los agricultores.

Los problemas iniciales de puesta en marcha de muchas de estas IDAM, se han ido superando con la concatenación de periodos de sequías entre los años 2015-2018 (Aznar Sánchez et al., 2017) (Martínez-Álvarez. et al., 2017). (Zarzo. et al., 2013). Este escenario de sequía ha conducido a la incorporación sin precedentes del AMD a la agricultura de regadío, después de un periodo de infrautilización de las instalaciones durante un periodo húmedo entre 2010-2014.

La experiencia descrita en el artículo demuestra que AMD puede ser una solución efectiva para mitigar o minimizar de manera activa las restricciones de agua para vinculadas a la agricultura de regadío en zonas costeras, que vienen siendo una norma generalizada en esta situación de escasez hídrica permanente.

A pesar de la alta demanda energética que supone producir AMD, con sus costes asociados, en comparación con otros recursos, el papel complementario que AMD asegura mantener una producción agrícola en muchas zonas regables de las costas de España. De hecho, está permitiendo que se implanten cultivos con alto valor añadido, que se adaptan mejor al uso del AMD por lo que incrementa las posibilidades de desarrollo económico de la zona.

## **2. Área de estudio y fuentes de datos.**

### *2.1 Gestión del agua en el área de estudio.*

La región de estudio comprende dos cuencas en el sureste de España, la cuenca del río Segura (CRS) y las llamadas cuencas mediterráneas andaluzas (CMA). La CRS es predominantemente agrícola donde están muy implantadas tecnologías de riego de alta eficiencia (riego por goteo), que representa más del 90%, y los cultivos pueden crecer en campo abierto gracias a las benignas condiciones climatológicas durante todo el año. La zona de la CRS es un modelo de agricultura de alto valor añadido a la que se la denominado coloquialmente “la huerta de Europa” (Maestre-Valero. et al., 2013). Las fuentes de agua oficiales en la CRS la sitúan en una cantidad de 1.602 hm<sup>3</sup>/año, donde están incluidas: agua superficial y subterránea (854 hm<sup>3</sup>/año), agua del trasvase del centro de España (T-S) (322 hm<sup>3</sup>/año), agua regenerada (144 hm<sup>3</sup>/año), retornos de riegos (124 hm<sup>3</sup>/año) y agua marina desalinizada (158 hm<sup>3</sup>/año) (CHS, 2015). El trasvase del Tajo–Segura es una interconexión de cuencas mediante un canal de más de 300 km que se puso en operación en el año 1979. Esta cantidad de agua y la propia infraestructura tienen su reglamentación de uso, muy vinculada a la situación y viabilidad de las reservas de agua localizadas en cabecera del río Tajo. Debido al incremento de la frecuencia y severidad de los periodos de sequía este trasvase anual de agua no es suficiente para abastecer la demanda en la cuenca del Segura, la cual se estima en unos 1.834 hm<sup>3</sup>/año. En esta demanda están incluidos los riegos agrícolas 1.546 hm<sup>3</sup>/año, abastecimiento urbano 236 hm<sup>3</sup>/año, usos industriales 20 hm<sup>3</sup>/año y requerimientos ambientales 32 hm<sup>3</sup>/año. Considerando que no todas las fuentes pueden ser usadas, existe un déficit hídrico estimado en unos 400 hm<sup>3</sup>/año, el cual impacta directamente sobre el sector agrario, el de mayor demanda. La superficie de riego actual, sobre unas 260.000 ha, resultado de una expansión en las zonas regales que ha durado 40 años, y basadas principalmente por una sobre expectación por el agua que iba a proporcionar el propio trasvase Tajo Segura, y que ha conducido finalmente a una sobre explotación de los acuíferos (Rodríguez-Estrella et al., 2012).

Las cuencas mediterráneas andaluzas (CMA) están compuestas por varias cuencas de ríos y está localizada completamente en la comunidad autónoma de Andalucía y desembocando en el Mediterráneo. Sólo en la parte más externa de Almería se riega con AMD, la descripción de las características de la gestión del agua de este artículo se centra en esta área, corresponde al 44% de la CMA. Las fuentes de agua disponibles en esta zona suponen 344 hm<sup>3</sup>/año, donde están incluidas las fuentes



superficiales y subterráneas (257 hm<sup>3</sup>/año), trasvases de agua de las cuencas exteriores (41 hm<sup>3</sup>/año), agua regenerada (11 hm<sup>3</sup>/año) y AMD (35 hm<sup>3</sup>/año) (CMAOT, 2015). Los trasvases externos incluyen una pequeña parte de transferencia T-S, y el trasvase del Negratín (Cuenca del Guadalquivir). En este caso también, los recursos hídricos no abastecen la demanda necesaria, por lo que se está en una situación de déficit hídrico. La demanda de agua en la CMA está en 510 hm<sup>3</sup>/año, incluyendo agricultura de regadío (429 hm<sup>3</sup>/año), abastecimiento urbano (74 hm<sup>3</sup>/año) y agua para uso industrial (7 hm<sup>3</sup>/año) (Pellicer-Martínez, et al., 2018). El déficit hídrico de la CMA está contabilizado en 166 hm<sup>3</sup>/año, lo que está provocando un aumento de la sobre explotación, principalmente de las fuentes de agua subterránea. En la parte más oriental de la CMA la agricultura está muy tecnificada, basada en cultivo bajo invernadero, con la incorporación de innovaciones tecnológicas, como son cultivos sin suelo, hidroponía, control biológico de plagas, etc. Durante los últimos 50 años ha ido aumentando la superficie bajo plástico, situándose actualmente en un área de 31.000 ha, de las cuales 26.590 ha están en régimen de producción integrada (García-Caparrós et al., 2017)

El sureste de España es predominantemente agrícola, dedicada principalmente al cultivo de frutas y hortalizas para exportar a Europa, y por tanto, la agricultura es un motor económico regional, tanto desde el punto de vista productivo como de generación de empleo (Calatrava, et al., 2012), por lo que su continuidad y viabilidad es una cuestión vital en la zona. Este sector estratégico está constantemente amenazado por la escasez de agua, por lo que es fundamental dar solidez a un sistema de alternativas en los recursos hídricos. Por este motivo, España ha sido de los primeros países en la implementación del AMD para uso en riego agrícola. En este contexto, en 2004, el gobierno de España aprobó el llamado Programa AGUA. Este plan, incluía estrategias para el ahorro de agua e iniciativas para mejorar la eficiencia, además de la construcción de 21 IDAM con capacidad para producir 1.063 hm<sup>3</sup>/año para abastecimiento de la demanda agrícola, urbana y la industria turística.

En general, la gestión del agua para la agricultura en el sureste de España está organizada en tres niveles. En el primer nivel están las confederaciones hidrográficas (del Segura, de las cuencas mediterráneas andaluzas), que gestiona y asigna concesiones colectivas de agua a las comunidades de regantes (segundo nivel); entonces las comunidades de regantes distribuyen y abastecen de agua a las explotaciones (tercer nivel), y finalmente son los propios agricultores los que gestionan el riego en sus explotaciones con sus propias instalaciones.

## *2.2 Fuentes de información.*

El proceso de recopilación de la información para este artículo se ha llevado a cabo en diferentes pasos. Lo primero que se realizó fue seleccionar una serie de variables para caracterizar la situación actual y las mejoras observadas a lo largo del tiempo en la producción del AMD para uso agrícola.

En segundo lugar, esta información se incluyó en una serie de cuestionarios los cuales han sido revisados por un grupo de expertos de diferentes instituciones, personal que está incluido dentro del proyecto LIFE DESEACROP (Desalinated Seawater for alternative an dustainable soilles crop production, DESEACROP, 2019) La versión final revisada incluyó 50 preguntas organizadas en dos secciones: identificación y administración (por ejemplo, nombre, localización, consumo de energía específica por etapa), características del bruta (conductividad eléctrica, tipo de toma de agua, etc.), características del agua producto (conductividad, pH, composición química); producción histórica del AMD para uso urbano y agrícola; costes de operación y mantenimiento, costes de distribución para la agricultura (inversiones, longitud, capacidad de almacenamiento, principales cultivos, área de aplicación).

Por último, para obtener la información descriptiva y cuantitativa sobre las variables seleccionadas, se contactó con todas las IDAM que proveen de agua a la agricultura, o que abastecen principalmente para uso agrícola. En este sentido, durante la segunda mitad de 2017 y comienzo de 2018, 8 IDAM (de un total de 11 instalaciones identificadas), y 7 comunidades de riego (de un total de 10 contactadas) fueron visitas y se entrevistaron a sus responsables para obtener los datos mediante un cuestionario.

Es por ello por lo que los datos con los que se ha desarrollado el artículo son operativos reales del año 2017, recopilados de las entrevistas realizadas, visitas y cuestionarios anteriormente descritos. En algunos datos las entrevistas y encuestas no fueron suficientes y se tomaron fuentes de información secundarias, tales como conversaciones informales con personal de planificación hídrica, gerentes dentro de la región, informes anuales y orales, y otras publicaciones relacionadas.

### **3. Resultados y discusión.**

#### *3.1 Producción de AMD y abastecimiento a la agricultura.*

Existen once IDAM que abastecen de agua en el sureste de España, aunque dos de ellas actualmente están fuera de servicio por diferentes razones. Siete están localizadas en la cuenca del Segura, mientras que el resto pertenecen a la demarcación hidrográfica de las cuencas mediterráneas.

En las tablas IV.10. y tabla IV.11 se resumen las principales características de las IDAM analizadas, con las superficies a las que abastecen, longitud de conducciones de distribución, capacidad de almacenamiento, etc. El total de las inversiones realizadas en las IDAM llevan asociado el coste de inversión de los temas de distribución, que suponen más de 1.500 M€ y con una capacidad de producción de 362 hm<sup>3</sup>/año, de los cuales 268,3 hm<sup>3</sup>/año se podrían usar para regado. En las zonas regables, los principales cultivos son hortalizas bajo invernadero (tomate y pepino), hortalizas de invierno a campo a vierto, tipo lechuga, brócoli y cítricos. La superficie regable con AMD supone un total de 172.000 ha, donde hay que tener en cuenta que algunas zonas regables son abastecidas por diferentes IDAM.

**Tabla IV.10.** Características de las IDAM para regadío en SE España. Parte I

Nombre /Cuenca/año	Propiedad	Inversión M€	Capacidad producción (hm <sup>3</sup> /año)	Caudal para riego (hm <sup>3</sup> /año)
Mazarrón / CRS / 1995	CRR Mazarrón	19	16	16(100%)
Águilas / CRS / 2003	CRR Águilas	-	8	8(100%)
La Marina / CRS / 2006	CRR La Marina	13	5	4,8(95%)
Valdelentisco / CRS / 2008	AQUAMED	128	48	37(77%)
Escombreras / CRS / 2008	Hydro Privada	117	21	20,5(98%)
Águilas – Guadalentín / CRS / 2013	AQUAMED	203	70	58(83%)
Torre Vieja / CRS / 2014	AQUAMED	264	80	40(50%)
Carboneras / CMA / 2005	AQUAMED	132	42	24,5(58%)
Campos de Dalías / CMA / 2016	AQUAMED	130	30	22,5(75%)
Rambla Morales / CMA / -	CRR R Morales	39	22	22(100%),
Bajo Almazora / CMA / -	AQUAMED	88	20	15 (75%)

Fuente: Elaboración propia.

**Tabla IV.11.** Características de las IDAM para regadío en SE España. Parte II.

Nombre /Cuenca/año	Área de riego (ha)	Principales cultivos	Sistema de distribución para riego		
			Inversión M€	Longitud (km)	Almacenamiento (hm <sup>3</sup> )
Mazarrón / CRS / 1995	3.595	Tomate invier., cítricos	11	103	0,9
Águilas / CRS / 2003	5.524	Tomate invier., lechuga	-	>100	0,4
La Marina / CRS / 2006	1.200	Tomate invier., cítricos	1	5	0,75
Valdelentisco / CRS / 2008	21.340	Hortalizas invier. cítricos	96	>100	2,6
Escombreras / CRS / 2008	15.352	Hortalizas invier. cítricos	*	56	0,025
Águilas – Guadalentín / CRS / 2013	30.751	Lechuga, tomates cítricos	44	36	0,12
Torre Vieja / CRS / 2014	42.319	Hortalizas invier. cítricos	29	21	245
Carboneras / CMA / 2005	18.500	Hortaliza invier. y tomate	226	120	0,6
Campos de Dalías / CMA / 2016	22.000	Hortaliza invier. y pepino	**	40,7	0,4
Rambla Morales / CMA / -	3.300	Hortaliza invier. y tomate	-	-	-
Bajo Almazora / CMA / -	24.000	Tomate invier, melón	**	15z3	0,08

Fuente: Elaboración propia.

\* El caudal para el riego representa la cantidad de AMD planificada para la demanda agrícola. El porcentaje con respecto a la capacidad total se indica entre paréntesis. El porcentaje con respecto a la capacidad total se indica entre paréntesis.

\*\* Las inversiones en los sistemas de distribución están incluidos en los costes de inversión de las IDAM. Datos de los cuestionarios, ACUAMED.

Se ha analizado la evolución del suministro agrícola desde 2005 y se observa como en la década 2000-2010 el suministro pasa desde los 10 a los 20 hm<sup>3</sup>/año, cuyo crecimiento está relacionado con las IDAM privadas propiedad de comunidades de regantes. Sin embargo, durante el periodo 2010-2020 la producción se multiplica por siete, principalmente debido a la puesta en marcha de forma progresiva de las IDAM públicas. En el año 2017 la producción de AMD para riego fue de 148 hm<sup>3</sup> (9,6% de la demanda total agrícola de la cuenca del Segura) y de 29 hm<sup>3</sup> (5,9% de la demanda total agrícola de las cuencas del mediterráneas andaluzas), lo cual suman una cantidad de 177,3 hm<sup>3</sup> para el sureste de España, un 66% del a la asignación máxima para regadío (77% cuando no se consideran las instalaciones fuera de servicio).

Esta distribución de cantidades es similar a las analizadas para el abastecimiento de agua marina desalinizada (AMD) en Israel durante el periodo de 2015-2017. En dicho

periodo se estimó una cantidad de 200 hm<sup>3</sup>/año, sobre el 40% del consumo de agua dulce para el regadío (Russo et al., 2019).

Cuando se representa la evolución de las diferentes fuentes de agua en CRS y se compara con el abastecimiento de AMD para agricultura en la CRS y en la CMA desde 2005 se puede observar varias apreciaciones que se detallan a continuación.

En el periodo 2006-2008 el abastecimiento del trasvase T-S se reduce de manera importante, sin existir una reacción palpable al aumento de la producción de AMD en ninguna de las dos demarcaciones hidrográficas.

A partir de 2009-2014 comienza un periodo húmedo, con precipitaciones abundantes, aumentando la dotación procedente del trasvase T-S. En este periodo las IDAM comienza a estar funcionales y operativas, y si bien la producción iba creciendo paulatinamente, aún permanecían bastante bajas para la capacidad total de producción disponible.

En 2014-2015 comienza un nuevo periodo de sequía, donde claramente, la compra pública de producción de AMD hace que se activen las producciones de manera significativa. Esta reactivación de la producción del AMD es superior en la cuenca del Segura, que en la demarcación hidrográfica de las cuencas mediterráneas andaluzas (DHCMA). En la DHCMA en este segundo periodo de sequía, su principal aporte provenía de fuentes de aguas subterráneas, una frente de agua que en esta demarcación es menos sensible a los periodos de sequía, a diferencia que ocurre con el trasvase T-S que es muy sensible.

A finales de 2017 las IDAM que abastecen al regadío en la cuenca del Segura están cercanas a su capacidad total, a diferencia que en las CMA que están sobre 72% de su capacidad, teniendo en cuenta que dos plantas continúan fuera de servicio. El mayor crecimiento de AMD para riego agrícola en la CRS provoca que por primera vez se supere el AMD al agua regenerada como fuente de agua alternativa a las tradicionales. Esta circunstancia es un hecho relevante, teniendo en cuenta que en la cuenca se regenera y reutiliza en regadío prácticamente el 100% del agua residual. (Maestre-Valero et al., 2019).

Del análisis también se denota que el sector de la agricultura de regadío en la CRS ha demandado más AMD en el último periodo de sequía, pero la necesidad de garantizar el agua para consumo doméstico ha limitado la cantidad disponible para la agricultura. La demanda del AMD para la agricultura está parcialmente satisfecha y se

están promoviendo proyectos privados de nuevas IDAM mediante actuaciones conjuntas entre comunidades de regantes y zonas regables costeras (La Verdad, 2019).

### *3.2 Consumo de energía por el AMD para agricultura.*

En la última década la tecnología de ósmosis inversa (OI) ha emergido como una tecnología de aplicación a gran escala para la desalinización de agua de mar, gracias a una reducción en el consumo energético y en los costes de producción, comparada con otras alternativas (Martínez-Álvarez et al., 2017) (Ghalavand et al., 2015). Sin embargo, la OI continúa caracterizándose por unos elevadas necesidades energéticas, en comparación con otros recursos hídricos disponibles para la aplicación a la agricultura de regadío en el sureste de España (Martin-Gorriz et al., 2014), lo que ha supuesto siempre un impedimento para un mayor desarrollo. Es importante también indicar que el abastecimiento del regadío con AMD puede llegar a demandar más energía que el AMD para abastecimiento urbano, debido principalmente a unas características de agua producto más exigente, siendo necesarios post tratamientos adicionales para reducir la concentración de  $B^{3+}$ , un parámetro muy crítico en cultivos sensibles (Shaer et al., 2012). Por todo esto, las necesidades energéticas para la producción de AMD para riego agrícola es un pilar básico para desarrollar una buena planificación e implementación de esta fuente de agua a escala regional.

El consumo de energía específica (CEE, kWh/m<sup>3</sup>) es una medida habitual para el análisis energético en los procesos de desalinización (Stillwell. et al., 2016). Los sistemas que componen producción de AMD y distribución a nivel de parcela están compuestos por las siguientes etapas, (1) Toma de agua de mar (agua bruta). Bombeo. (2) Proceso de desalinización. (3) Bombeo de regulación hacia almacenamiento (4) Conducción por gravedad hasta las áreas regables. (5) Bombeo de distribución dentro de las zonas regables, siendo los valores de CEE para cada una de estas etapas.

**Tabla IV.12.** Consumo de energía específica por etapa.

	(1)	(2)	(3)+(4)	(5)	
IDAM	Toma de agua bruta (kWh/m <sup>3</sup> )	Proceso de desalinización (kWh/m <sup>3</sup> )	Bombeo de AMD hacia zonas regables (kWh/m <sup>3</sup> )	Bombeo de distribución dentro de las zonas regables (kWh/m <sup>3</sup> )	TOTAL
Mazarrón	0,42	3,06	1,00	0	4,48
La Marina	0,20	3,20	0,70	0	4,10
Escombreras	0,40	3,35	0,75	0	4,50
<b>IDAM Privadas</b>	-	-	-	-	<b>4,36</b>
Valdelentisco*	0,36	3,24	0,92	0	4,52
Águilas-Guadalentín	0,37	2,85	1,04	0,20	4,46
Torre vieja	0,12	2,78	0,43	0,16	3,49
Carboneras**	0,62	3,38	0,84	0	4,84
<b>IDAM Públicas.</b>	-	-	-	-	<b>4,32</b>

Fuente: Elaboración propia.

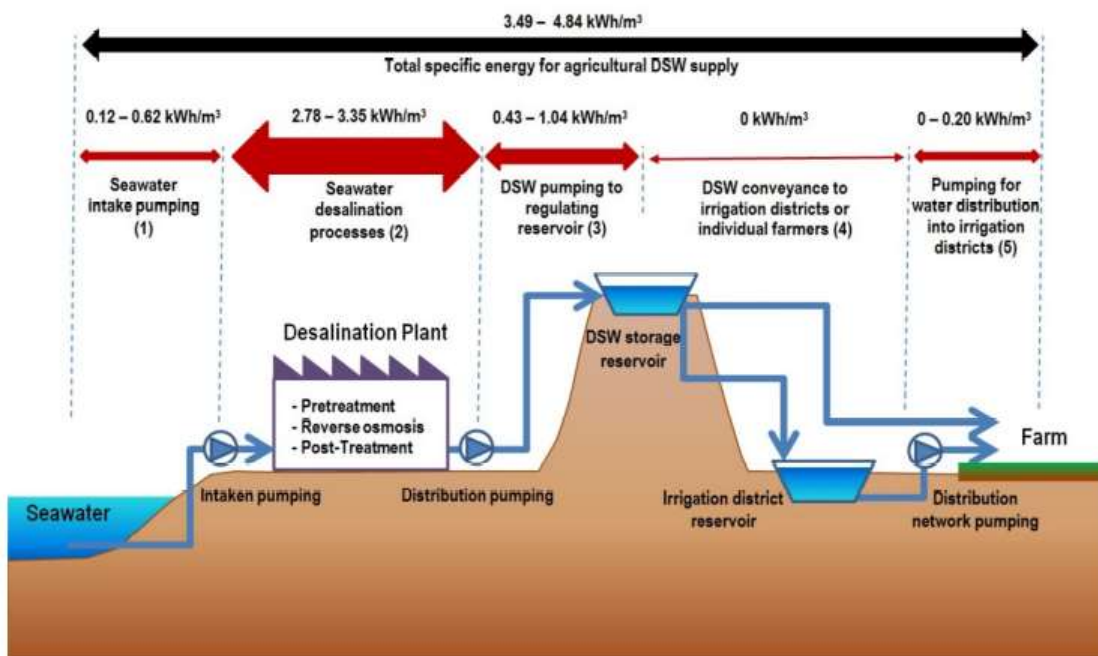
\* Existen nueve bastidores de OI con turbinas Pelton y dos bastidores con cámaras isobáricas como sistemas de recuperación de energía en 2017.

\*\* Existen diez bastidores de OI con turbinas Pelton y dos bastidores con cámaras isobáricas como sistemas de recuperación de energía en 2017

En esta primera etapa, el bombeo de agua bruta de mar tiene rangos de 0,12 a 0,62 kWh/m<sup>3</sup> de CEE, dependiendo de la altitud de la IDAM respecto al nivel del mar. Por lo tanto, la mayor parte de los procesos dentro de la instalación (pretratamiento, ósmosis inversa y post tratamientos) tienen un mayor peso en el consumo específico 2,78 a 3,35 kWh/m<sup>3</sup>. El consumo en esta parte depende de muchos factores técnicos, como son la salinidad de partida del agua de mar, el objetivo de calidad que se requiere del agua producto, la capacidad de tratamiento de la planta, los sistemas de recuperación energéticos, tipología de tecnología de membranas, etc., (Shaer et al., 2012) (Al-Karaghoul, et al., 2013). Cabe destacar que la deposición de la salmuera, retornando al mar se realiza mediante la propia presión residual del proceso de ósmosis inversa, que se suele hacer por gravedad, a favor de pendiente, por lo que no es necesario un consumo de energía específico en esta etapa. Una vez producida el AMD, se almacena en balsas de regulación, normalmente estas balsas se encuentran en zonas altas, por lo que es necesario un bombeo teniendo un CEE de 0,43 a 1,03

$\text{kWh/m}^3$ . Posteriormente, el AMD se distribuye hacia las comunidades de regantes, áreas de riego e incluso a algunos agricultores, en muchos casos por gravedad, por lo que no es necesario añadir una CEE. La mayor parte de las IDAM tienen redes de agua para distribuir directamente a comunidades de regantes y zonas de riego, y sólo en algunos casos como Escombreras y Valdelentisco tienen sus propias redes de distribución a nivel de hidrante y parcela, abasteciendo por tanto directamente a la explotación. Cuando el AMD finalmente se distribuye a través de la infraestructura de la comunidad de regantes es necesario añadir una CEE específica debido al bombeo para esta distribución que está entre  $0\text{--}0,20 \text{ kWh/m}^3$ .

**Figura IV.23** Distribución del consumo específico por proceso.



Haciendo una evaluación completa a nivel de  $\text{kWh/m}^3$  de todas estas etapas, se puede concluir que el CEE de las IDAM públicas ( $4,32 \text{ kWh/m}^3$ ) y las IDAM privadas ( $4,36 \text{ kWh/m}^3$ ), teniendo valores similares, con sistemas de distribución también parecidos.

Con valores del consumo específico energético medio para el retorno del agua de mar y la distribución del AMD, el CEE está en  $1,22 \text{ kWh/m}^3$ , lo que supone el 28,1% de CEE media  $4,34 \text{ kWh/m}^3$ . Para el transporte y distribución del bombeo desde las IDAM hasta las explotaciones,  $0,59\text{--}1,24 \text{ kWh/m}^3$  lo que supone un 19,9%, dependiendo de la altura de la explotación, cuando esta está por encima de la IDAM y la distancia



recorrida por la tubería es hacia el interior. Esta distribución de consumos energéticos específicos medios ponen de manifiesto la necesidad de implementar medidas de ahorro y sistemas de transporte y distribución más eficientes del AMD (Bolognesi et al., 2014).

Haciendo un análisis particular de la etapa 2 (producción de AMD) los rangos de CEE están entre 2,85-3,38 kWh/m<sup>3</sup>, indicador muy por debajo del rango especificado por Shaffer et al., 2012 para el estado del arte de la producción de AMD que situaba este consumo 3-7 kWh/m<sup>3</sup>. La actualización de las IDAM de mayor capacidad de producción, con nuevos sistemas de recuperación energética han conseguido mejorar este indicador en el proceso de producción. Zarzo y Prats propusieron en 2018 un nuevo rango medio para CEE entre 2,5-4,0 kWh/m<sup>3</sup>, para instalaciones de gran capacidad (30-100 hm<sup>3</sup>/año), que se ajusta mucho mejor a los valores obtenidos en este artículo. Como se ha señalado anteriormente esta parte del proceso de producción del AMD está muy influenciada por parámetros técnicos, que hacen que el rango pueda variar tanto. En este artículo se han analizado diferentes parámetros como fecha de construcción, capacidad de producción, sistemas de recuperación de energía en los bastidores de ósmosis inversa, etc.

De manera general, desde el inicio de la producción de AMD hasta la actualidad el descenso de la CEE ha sido muy significativo, pasado de los 8,5 kWh/m<sup>3</sup> en los años 90 hasta los <3 kWh/m en 2009 (Semiati et al., 2008). Esta reducción ha sido debida principalmente a los nuevos sistemas de recuperación de energía, como las turbinas de Francis o Pelton, y más recientemente los sistemas de recuperación en cámaras isobárica. En plantas como Águilas-Gaudalentin o Torre vieja, que comenzaron a operar entre 2013 y 2014 tiene valores por debajo de 3 kWh/m<sup>3</sup> y que ya incorporaron los sistemas de recuperación cámaras isobáricas.

En el artículo se realiza un primer análisis de regresión con función lineal comparando la CEE y la edad de la instalación. Este análisis detecta una baja correlación ( $R^2=0,21$ ,  $p<0,05$ ), aunque si se elimina lo que aporta la IDAM de Mazarrón, la correlación incrementa significativamente ( $R^2=0,83$ ,  $p<0,05$ ). Estos valores pueden explicarse debido a que la IDAM de Mazarrón el agua bruta de entrada a planta se toma de sondeos en el acuífero con conductividades de 50 dS/m, mientras que otras IDAM cuya toma de agua está en mar abierto, están operando con agua de bruta en el entorno de 55 dS/m.

En un segundo análisis se realiza la misma regresión con función lineal comparando la CEE y la capacidad de producción de las IDAM analizadas. En este caso se comprueba que las instalaciones de gran tamaño y gran capacidad de producción tienen el efecto de economía de escala, y por tanto con valores menores CEE, con capacidad de bombear grandes caudales y combinados con sistemas de recuperación energética, se puede llegar a una eficiencia del 90% (Semiat et al., 2008). En este análisis de regresión con una función lineal la correlación está en valores de ( $R^2=0,49$ ,  $p<0,05$ ). Una vez más, eliminando la distorsión que provoca la IDAM de Mazarrón la correlación se incrementa ( $R^2=0,62$ ,  $p<0,05$ ).

También se ha analizado los bastidores de ósmosis inversa con diferentes sistemas de recuperación de energía en las diferentes IDAM públicas y privadas, donde también se puede ver la influencia de la edad de la instalación. El mínimo teórico CEE ha sido calculado en base a restricciones termodinámicas  $1,06 \text{ kWh/m}^3$ , para agua bruta de entrada con una concentración de sólidos disueltos de  $35.000 \text{ mg/L}$  y un 50% de recuperación (Elimelech et al., 2011). El consumo real también depende de otros factores, tales como condiciones de funcionamiento, temperatura, tasa de recuperación, etc (Gordon et al., 2016). Teniendo en cuenta que las actuales IDAM no son sistemas ideales, se han observado valores mayores en las modernas IDAM ( $2,2\text{-}2,3 \text{ kWh/m}^3$ , en Águilas-Guadalestín y Torre vieja), donde actualmente se está muy cerca de las limitaciones termodinámicas, lo que implica que mejorar esos valores sea cada vez más complicado (Zarzo et al., 2018). También cabe destacar que existe una clara diferencia entre las prestaciones que ofrecen las instalaciones públicas y las privadas. Las IDAM públicas presentan una media CEE de  $2,27 \text{ kWh/m}^3$  en los bastidores de OI, lo que implica  $0,57 \text{ kWh/m}^3$  inferior a los valores de las IDAM privadas ( $2,84 \text{ kWh/m}^3$ ), debido principalmente a la instalación de las cámaras isobáricas para la recuperación energética. Este resultado evidencia un efecto significativo entre la edad y la escala de los bastidores en el parámetro de CEE, teniendo en cuenta por tanto que las IDAM privadas llevan más tiempo funcionando y tienen menor capacidad de tratamiento que las públicas. Esta diferencia es menor cuando se considera el CEE en proceso completo de producción de AMD, debido a que los pre y pos tratamientos son menores debido a que las instalaciones privadas están usándose de manera exclusiva en agricultura de regadío. Al estar produciendo agua directamente para agricultura no es necesario cumplir la normativa para consumo humano, por lo que las mezclas con agua de subterránea (altamente mineralizada) son menos restrictivas.

Se ha comprado con los datos analizados, y se constata con las afirmaciones de otros autores, que el uso de tecnologías para la recuperación energética en los bastidores de ósmosis inversa reduce los valores de consumo energético de manera significativa (Shrivastava, et al., 2015), (Mazlan et al., 2016). Existen dos tecnologías de recuperación energética en las IDAM analizadas; por un lado, las turbinas Pelton que han conseguido recuperación del 35% al 42%, respecto a instalaciones sin recuperación energética. Mientras que los valores conseguidos con las cámaras isobáricas están entre 55 y 60% (Peñate et al., 2011). Existe una mejora significativa dentro de estas tecnologías de recuperación energética, plasmada en el cambio de turbinas Pelton a cámaras isobáricas que se realizó en 2017 en las IDAM Valdelentisco y Carboneras. La reducción de la CEE tras la actualización del sistema de recuperación de energía fue de 0,8 kWh/m<sup>3</sup> en Valdelentisco y 0,9 kWh/m<sup>3</sup> en Carboneras, a pesar de que una de ellas empezó a funcionar en 2005, este cambio de tecnología en bastidores las ha transformado en las instalaciones más eficientes del sureste español.

### *3.3 Coste asociado al AMD para abastecimiento a la agricultura.*

Los costes en el AMD para la agricultura en el sureste de España se pueden dividir en tres partes, (i) amortización y costes finales, (ii) operación y mantenimiento, asociado a costes de producción, y (iii) costes derivados de la distribución.

Los costes de amortización y financiación corresponden a la inversión inicial (adquisición de la parcela, construcción, instalaciones de la toma de agua bruta, instalaciones de descarga submarina del rechazo salino, instalaciones de almacenamiento, regulación y distribución de AMD), este coste se extiende a lo largo de toda la vida útil de la IDAM. Este coste específico (€/m<sup>3</sup>) es un coste variable, que cambia dependiendo de varios factores como son (1) vida útil de del proyecto, (2) los tipos de interés del mercado financieros, y sobre todo la (3) capacidad de producción (m<sup>3</sup>), que normalmente debería ser la capacidad nominal para la que está diseñado el proyecto, aunque si bien es verdad, esta situación en muchas instalaciones del sureste de España no ocurre (Swyngedouw. et al., 2016).

Los costes de operación y mantenimiento para producción AMD (consumo de energía, pretratamiento y post tratamiento, impuestos, mantenimiento, etc) corresponden a todo el periodo de operación de la planta, y están muy influenciados por el coste eléctrico, que supone entre 50-60% (March et al., 2014) (Al-Karaghoulí et al., 2013) (DelVillar. et al., 2014). Por esta razón, existe una relación entre el consumo de

energía y los costes de operación, que se ajustan dependiendo del propio precio de la energía, por lo que el coste específico de operación y mantenimiento €/m<sup>3</sup> es un coste variable. La fluctuación en los costes energéticos en España es bastante importante, donde el precio de la electricidad ha ido aumentando paulatinamente desde 0,08 €/kWh en 2008 hasta 0,14 €/kWh en 2012, lo que ha provocado un incremento en el coste total del AMD de 0,32-0,36 €/m<sup>3</sup> en 2008 a 0,56-0,63 €/m<sup>3</sup> en 2012 (March et al., 2014) (del Villar. et al., 2014).

Existen otros dos tipos de costes, de la distribución y transporte de AMD hacia las explotaciones, donde se incluyen los costes de transporte desde las IDAM hasta las zonas regables y las instalaciones y tuberías suelen pertenecer a las propias IDAM. Por otro lado, el coste de distribución dentro de las propias áreas de riego, que se suelen incluir dentro de los costes de operación y mantenimiento del precio final que paga el agricultor. Este coste normalmente no existe en las IDAM privadas, ya que la instalación suele estar ubicada dentro de las zonas regables de los propietarios la instalación. Este coste también puede ser próximo a cero cuando los sistemas de distribución se realizan mediante gravedad, y sobre 0,1 €/m<sup>3</sup> en las zonas regables donde utilizan sus propios sistemas de bombeo para la distribución del agua. En cualquiera de los dos casos, se trata de costes variables y por tanto influenciados significativamente por el precio de la energía eléctrica.

Como se ha podido ver en el análisis el resultado es que el coste de para el abastecimiento de AMD a la agricultura es muy variable influenciado principalmente por la instalación que produce el agua y el contexto en el que se sitúa. La media de los costes específicos para instalaciones privadas y públicas varía entre 0,70 a 0,55 €/m<sup>3</sup>. La diferencia de 0,15 €/m<sup>3</sup> es debido a los costes de amortización y financiación, ya que los plazos de amortización son diferentes para las IDAM privadas de 25 años, frente a los 50 de las instalaciones públicas. De acuerdo con Lapuente, estos costes deberían de estar entre 0,26-0,22 €/m<sup>3</sup> en las IDAM Valdelentisco y en Aguilas-Guadalentin, para una vida útil de 25 años, en lugar de los 0,10 €/m<sup>3</sup> que se indican en la Tabla IV.13 por lo que la media del coste específico está en 0,69 €/m<sup>3</sup>. Bajo las mismas suposiciones de vida útil de la instalación, ambos tipos de instalaciones (público y privada) tienen un resultado de coste específico similar.

**Tabla IV.13.** Coste de producción y abastecimiento en agricultura de AMD 2017.

IDAM	* Coste financieros y de amortización (€/m <sup>3</sup> )*	Coste de operación y mantenimiento		Distribución a zonas regables (kWh/m <sup>3</sup> )	Distribución dentro de zonas regables (kWh/m <sup>3</sup> )	Total
		Energía (€/m <sup>3</sup> )	Otros (€/m <sup>3</sup> )			
Mazarrón	0,2	0,29	0,11		0,08	0,68
La Marina	0,22	0,32	0,08		0,09	0,72
<b>IDAM Privadas</b>						<b>0,70</b>
Valdelentisco*	0,10	0,29	0,09	0,09		0,57
Águilas-Guadalentín	0,10	0,22	0,09	0,08	0,04	0,53
<b>IDAM Públicas.</b>						<b>0,55</b>

Fuente: Elaboración propia. Se ha considerado una producción del 80% de capacidad máxima

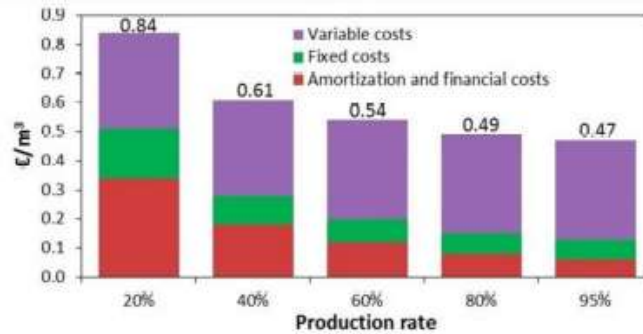
\* Coste de amortización y financiación referida a un periodo de vida útil de 25 años en Mazarrón y La Marina, y de 50 años para Valdelentisco y Águilas Guadalentín.

Cuando se hace la comparativa con otro país de desarrollo de tecnología similar, se puede comprobar que en Israel están dentro del mismo orden de magnitud, en este caso los valores están entre 0,50 – 0,66 €/m<sup>3</sup> (Spiritos et al., 2013). Las pequeñas diferencias se engloban en que Israel no cuantifica los costes de distribución hacia las zonas regantes para el cálculo del coste total. Si se eliminan estos costes en las IDAM analizadas el nuevo rango homogeneizado está entre 0,49-0,63 €/m<sup>3</sup>, adaptándose perfectamente a los valores de Israel.

Cuando se analizan por separado las IDAM públicas se comprueba que Valdelentisco y Águilas-Guadalentín presentan resultandos similares, en cuanto a amortización y costes de financiación (18-21%), costes de transporte para ambas IDAM supone 16%, los costes de operación y mantenimiento están entre 63-66%. Cabe destacar que los costes de energía suponen el 70% del coste total de operación y mantenimiento, valores que están muy por encima de los valores consultados de otros autores para España (March et al., 2014), (Spiritos et al., 2013). No obstante, en las IDAM privada, como La Marina, el patrón es diferente, debido a la vida útil, que afecta al cálculo de la amortización. En este caso el coste de energía supone el 80% del coste de operación y mantenimiento, muy por encima de lo esperado.

En la figura IV.24 puede verse la variación en coste específico ( $\text{€/m}^3$ ), los costes fijos, variables y de amortización y financiación, en función del ratio de producción de la IDAM de Águilas-Guadalentín.

**Figura IV.24** Variación del coste específico respecto al ratio de funcionamiento.



Del análisis realizado en el artículo se concluye que el ratio de producción afecta de manera importante al conjunto de los costes, incrementándose de manera significativa cuando el ratio de producción baja del 60%. Esta afirmación hace que sea necesario mantener el volumen de producción lo más cercano al caudal de diseño de proyecto para conseguir que los costes de producción sean asumibles por el sistema. Esta premisa no se ha estado cumpliendo en las instalaciones del sureste de España, principalmente por el periodo húmedo de 2010-2014 que la disponibilidad de recursos hídricos más económicos para los agricultores provocó un descenso importante en la demanda de AMD. Como consecuencia las instalaciones estuvieron operando muy por debajo de su capacidad nominal y por tanto los costes de producción se incrementaron. La solución a posibles periodos húmedos en el futuro pasa por hacer controlable la demanda de AMD mediante contratos a largo plazo entre comunidades de regantes e IDAM de manera similar a los existentes en Israel. En este país las políticas de compra estatal de un volumen de agua por año garantizan que las instalaciones puedan operar a su capacidad de proyecto (Silber et al., 2015).

El análisis de datos revela que el reparto de costes variables respecto al coste total desciende con el incremento de producción de agua. El coste variable que tiene mayor peso es el coste de la energía eléctrica, lo que puede explicar que estos costes tengan un peso de entre 70-80% del coste total operando las instalaciones al 80%. Sin embargo los datos del periodo de 2010-2015 indicaban que el coste de la energía eléctrica suponía entre 50-60% del coste variable total, si bien es verdad que las IDAM estaban operando al 50%.

### 3.4 Precio del AMD para abastecimiento a las explotaciones.

El precio que pagan finalmente los agricultores por el AMD y que finalmente repercuten en sus costes de producción, son el conjunto de una serie de costes como son (1) el precio de producción en si del AMD, (2) los impuestos vinculados al agua que están en el 10%, (3) los costes asociados al transporte del agua producto a las zonas regables, (4) y por último el coste asociado a la distribución dentro de las zonas regables. Esta distribución de costes para las diferentes IDAM se encuentra resumidos en la tabla IV.14:

**Tabla IV.14.** Composición y precio final del AMD a los agricultores. 2017.

IDAM	* Precio de producción (€/m³)*	10% impuestos (€/m³)	Transporte a zonas regables (€/m³)	Distribución dentro de zonas regables (€/m³)	Precio final a los agricultores
Mazarrón	0,40			0,08	0,48
La Marina	0,62			0,09	0,47
Escombreras	0,5	0,05	0,02	0,03	0,60
<b>IDAM Privadas</b>					<b>0,52</b>
Valdelentisco*	0,57	0,06	*	*	0,63
Águilas-Guadalentín	0,42	0,04	*	0,04	0,50
Torre vieja	0,49	0,05	0,02	0,03	0,59
Carboneras	0,49	0,05	*	0,02	0,55
Campos de Dalías	0,5	0,05	*	0,03	0,58
<b>IDAM Públicas.</b>					<b>0,55</b>

Fuente: Elaboración propia.

El precio final de AMD se encuentra en un rango de 0,48 €/m³ abastecida por la IDAM de Mazarrón, hasta los 0,63 €/m³, que pagan los agricultores abastecidos por la IDAM de Valdelentisco. Es decir, la media del precio de abastecimiento en las IDAM privadas es de 0,52 €/m³, un 6,5% menos que la media de abastecimiento por las IDAM Públicas. Estos valores son contradictorios a lo indicado en la tabla IV.13 donde los costes de las IDAM privadas son superiores a las públicas IDAM privada 0,7 €/m³, frente a IDAM públicas 0,55 €/m³. Lo primero que se detecta es que el precio medio final que paga un agricultor de las IDAM públicas (0,55 €/m³), precio que coincide con los costes de producción del AMD, algo esperable, en instalaciones públicas, no operadas por empresas privadas con necesidad de generar un margen económico. La incongruencia

se produce en las IDAM privadas, debido a diferentes motivos. En la IDAM Mazarrón la inversión inicial estaba subsidiada por dinero público y el coste de amortización y financiación (0,20 €/m<sup>3</sup>) no está repercutido de manera real al precio final del agricultor. En la instalación de la IDAM La Marina, el AMD se mezcla con agua del subsuelo, más económica, como una remineralización de postratamiento, resultando el precio final a los agricultores inferior al AMD esperable.

Por todo lo analizando anteriormente se llega a la conclusión que el precio del AMD es superior al precio de otros abastecimientos de agua más tradicionales en el sureste de España. Esta diferencia económica entre AMD y otras fuentes, implica que los recursos hídricos tradicionales seguirán estando bajo una fuerte presión de explotación. Desde el punto de vista del agricultor este precio del AMD le puede llevar a la pérdida de rentabilidad en muchos de los cultivos tradicionales de las explotaciones del sureste de España. A pesar de ello, los agricultores han estado dispuestos a pagar el total del coste del AMD, instando al gobierno a poner una regulación al precio, subsidiando parte del coste total del AMD. Durante las campañas 2016 y 2017 el gobierno de España consideró necesario aportar una ayuda económica en forma de subvención directa como una medida extraordinaria para mitigar los efectos de la sequía y la nula aportación del trasvase T-S. Esta ayuda directa consistía en descontar 0,2 €/m<sup>3</sup> para 30 hm<sup>3</sup> de abastecimiento por la IDAM de Torre Vieja y 0,1 €/m<sup>3</sup> para 20 hm<sup>3</sup> abastecidos por la IDAM de Valdelentisco. La ayuda representaba una cantidad de 8 millones de euros al año e indudablemente ha contribuido a incrementar la demanda de AMD para el riego en las campañas 2016 y 2017. La importancia de este subsidio radica en una estrategia de apoyo de las instituciones públicas a un sector tan estratégico como la agricultura de regadío en el sureste de España.

La actual demanda por la agricultura de AMD podría interpretarse como la evidencia de que la agricultura de regadío puede llegar a ser sostenible con precios del agua sobre 0,5-0,60 €/m<sup>3</sup>. El incremento de los costes de cultivo, incorporando los precios del AMD, hacen que el valor marginal del agua esté cerca de cero en muchas zonas del sureste España. Esto significa que en periodo de escasez no se puede reemplazar toda el agua aportada a la agricultura por AMD. No obstante, las entrevistas realizadas a responsables de comunidades de regante hacen ver la necesidad de continuar haciendo mezclas con fuentes de agua tradicionales más económicas, que consigan bajar los precios del agua de riego a 0,3-0,35 €/m<sup>3</sup>, que parece el rango de precios más razonables para la viabilidad económica de los cultivos. De hecho, esta solución no sólo puede mitigar el elevado coste de producción del agua marina



desalinizada, sino que además mejoraría las condiciones químicas del agua final producto (Yermiyahu et al., 2007) (Avni et al., 2013) (Bar-Tal et al., 2017).

Por lo tanto, hay que seguir trabajando en las estrategias de mezclas del AMD con otros recursos disponibles dentro de la planificación de los regadíos, esto mejoraría la presión sobre recursos convencionales, se obtendría un precio del agua al agricultor más competitivo, y demás se podrían mejorar las características del agua de riego desde un punto de vista agronómico.

#### **4. Conclusiones.**

Las preocupaciones en materia de seguridad alimentaria, el impacto de la actividad humana en el cambio climático y el aumento de la presión sobre los recursos hídricos convencionales están fomentando el uso agrícola del agua marina desalinizada. En este artículo, donde se ha analizado el caso del sureste de España, es un claro ejemplo de integración en el regadío del AMD, y de cómo ha ido tomando importancia en la planificación de la agricultura de la región muy tecnificada y con cultivos de alto valor añadido. Sin embargo, está claro que incorporar el AMD dentro de la planificación hídrica del regadío en zonas costeras es un proceso complicado y largo. Su implementación debe estar sustentada por cimientos técnicos, económicos, así como teniendo en cuenta factores medioambientales y sociales.

En base al análisis realizado en el artículo se recomienda que el AMD esté considerado como un suministro de base para la planificación y gestión regional del agua, en lugar de estar considerada una fuente de agua de emergencia, acomodándose la producción a la demanda.

Otra de las conclusiones importantes extraídas del documento es la necesidad de operar a la mayor capacidad posible de producción de cada IDAM y repartir los costes durante el mayor tiempo de vida útil de la misma. Queda constatando que durante los periodos húmedos los agricultores tienden a ir a buscar fuentes de agua más económicas, reduciéndose la demanda de AMD, infrautilizando las IDAM. En este sentido, para asegurar la integración del AMD en el regadío regional, es necesario realizar contratos de compra entre las IDAM y las comunidades de regantes o instituciones públicas que puedan hacer sostenible a largo plazo el mantenimiento de las IDAM.

Otra restricción importante detectada para la integración del AMD es la localización de las IDAM en la costa. Los sistemas tradicionales de abastecimiento de agua para el riego en el sureste de España han sido diseñados para abastecer desde el interior hacia la costa, por lo que en muchos casos han sido sistemas energéticamente más eficientes al hacer el reparto del agua a favor de pendiente. El abastecimiento de AMD es a la inversa, siendo necesario construir sistemas de tuberías y bombeos para bombear hacia el interior, lo que ha incrementado por tanto los costes de abastecimiento.

En general todas las dificultades detalladas anteriormente tienen un impacto sobre el coste total vinculado a todo el ciclo del AMD. El alto precio de la producción y distribución de AMD (de 0,53 a 0,72 €/m<sup>3</sup>) es consecuencia de la dependencia de la energía eléctrica, grandes cantidades de energía necesarias tanto para la producción como para la distribución. El consumo de energía específica del proceso de desalinización se sitúa entre 3,49-4,84 kWh/m<sup>3</sup>, lo que supone el 70% del consumo energético total, siendo el 30% restante el consumo de energía de transporte y distribución. A pesar de hándicap, el AMD juega un papel fundamental en la mayor parte de las zonas regables, donde se sigue mezclando con otras fuentes de agua. Las estrategias de mezclas siguen siendo la mejor opción para reducir los problemas asociados al AMD y poder hacer este recurso hídrico más rentable y beneficioso desde el punto de vista agronómico, mejorando la falta de nutrientes esenciales o reduciendo la concentración de iones fitotóxicos.

Cuando se analiza separadamente las instalaciones IDAM públicas y privadas, se comprueba que el CEE y los costes en general son bastante similares, lo que indica que ambas iniciativas tienen cabida para formar parte de los sistemas de abastecimiento de la agricultura de regadío en el SE de España. El precio que reciben los agricultores de ambos modelos de producción de AMD es similar, pero se pueden producir abaratamientos, debido a la reducción del coste por la inversión pública o la realización de mezclas en el propio sistema de producción de agua producto.

En general, y a pesar de los problemas de índole económico y energético, el AMD es y será una herramienta fundamental para el uso en regadío, más aún acentuándose los periodos de sequía provocados por el cambio climático. Igualmente, es importante recalcar que el AMD es un pilar fundamental para el mantenimiento de un motor económico como es la agricultura, una actividad tecnificada en la zona del sureste español, y donde los recursos hídricos convencionales son cada vez más limitados.

## IV.2. Copia de la publicación



Article

# Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain

Victoriano Martínez-Alvarez \* , Jose F. Maestre-Valero, Manuel J. González-Ortega, Belén Gallego-Elvira and Bernardo Martín-Gorri

Agricultural Engineering Center, Technical University of Cartagena, Paseo Alfonso XIII 48, 30203 Cartagena, Spain; josef.maestre@upct.es (J.F.M.-V.); iamjgonzalez@gmail.com (M.J.G.-O.); belen.gallego@upct.es (B.G.-E.); b.martin@upct.es (B.M.-G.)

\* Correspondence: victoriano.martinez@upct.es; Tel.: +34-968-325-473

Received: 30 April 2019; Accepted: 12 June 2019; Published: 13 June 2019



**Abstract:** The increasing shortage of water for crop irrigation in arid and semiarid regions is encouraging the use of non-conventional resources. In the last decade, seawater desalination has consolidated its position as an alternative source to increase the supply for agricultural irrigation in Spain and Israel, where the farmers' acceptance is progressively rising, despite the supply price being much higher than that of other conventional water sources. This article describes the current situation of desalinated seawater production and supply to agriculture in the southeast of Spain, and analyzes key questions such as its role in regional water planning, the infrastructure needed for conveyance and distribution, the energy requirements, the production and distribution costs, and the final price to farmers. The study is based on descriptive and quantitative data collected from desalination plants and irrigation district managers through technical questionnaires and personal interviews. The results show how seawater desalination is effectively alleviating the regional constraints in the irrigated agriculture supply, and why it is becoming strategic to maintaining food production and socioeconomic development. However, the high-energy requirements and associated costs in comparison with other water sources limit a more widespread use for agriculture, and for this reason desalinated water still only plays a complementary role in most irrigation districts.

**Keywords:** desalination; crop irrigation; energy consumption; water price; agriculture resilience

## 1. Introduction

Population growth, economic, social and urban development, and, especially, the development of irrigated agriculture in response to the growing demand for food, are the main drivers of the water demand increase in Mediterranean countries [1]. This has led to water undersupply in some regions and increased pressure on water resources, which often result in conflicts among users [2]. Moreover, climate change prospects for Mediterranean countries suggest that the situation is likely to worsen in the near future [3]. Irrigated agriculture is the sector that is most affected by water scarcity, as it currently accounts for 70% of global freshwater withdrawals and more than 90% of consumptive use [4]. Therefore, increasing water scarcity poses a serious threat for agricultural production in Mediterranean countries, as well as in other arid and semi-arid regions.

Innovative initiatives to promote the resilience of irrigated agriculture to the progressive depletion of natural hydrological systems (surface and groundwater) are required, such as the adoption of non-conventional water resources. In particular, water reclamation and seawater desalination for agriculture are on the rise in reaction to the increasing water shortage [5]. In fact, desalinated seawater (DSW) as an alternative source to increase the water supply for crop irrigation has only emerged in



Israel and Spain during the last decade [6], where its acceptance by farmers is progressively growing, although its supply price is several times higher than that of traditional water sources [7].

Seawater desalination can be a cross sectoral measure for alleviating the water shortage crisis. Nowadays, 7.5% ( $551.6 \times 10^6$  people) of the world's population relies on domestic desalinated seawater supply, and this is expected to rise to 18% ( $1768 \times 10^6$  people) by 2050 [8]. Seawater desalination has also been recognized as a realistic technological choice to augment the supply of water for irrigated agriculture in coastal areas. Initial experiences with DSW for crop irrigation have highlighted its main strengths [7,9,10]: (i) it is an unlimited agricultural water supply, which additionally provides drought risk-buffering value; (ii) its low salinity can produce significant increases in the quality and quantity of crop yields, especially when replacing low quality water supplies in water stressed regions; and (iii) the replacement of traditional water sources with DSW provides new water policies and water management options. The principal concerns are: (i) the high energy consumption, which results in considerably higher costs than for other water supply options [7]; (ii) the boron concentration, which is above the threshold for sensitive crops, implying toxicity risks [11]; and (iii) the exacerbation of the water-energy nexus in DSW production, i.e., high greenhouse gas emissions that feed the climate change processes [6]. Moreover, the impact of the disposal of the elevated salinity brines on oceanic life and the risk to marine ecosystems of the release of chemicals used in desalination processes through the brine are also important general environmental concerns in seawater desalination [12,13]. Considering its pros and cons, the integration of DSW for agricultural use with traditional water sources would favor their economic viability, mitigate the agronomic risks and, ultimately, contribute to the sustainability of irrigation [14–16]. Moreover, agricultural DSW consolidation is expected in the coming years, with the advent of new technology and equipment that may reduce desalination costs [17].

Spain is the first country in Europe and third in the world in installed capacity, but also is a pioneer in the management of this resource, incorporating it into the hydrological planning [18]. The integration of DSW into the hydrological planning can enable other resources under high pressure to be released, improving the state of water bodies and preventing water from being a limiting factor for development. In this sense, seawater desalination is the main strategy included in the Spanish water planning schemes in order to cope with the water deficit of stressed regions. In particular, it was brought forward as a possible solution for Southeastern Spain (SE Spain), where the lack of water strongly affects irrigated agriculture and threatens socio-economic development. Today, SE Spain is successfully integrating DSW to ensure sustainable crop production, and is drawing international attention as an example of irrigated agriculture resilience. Conversely, in other Spanish Mediterranean regions where DSW production is devoted to urban supply, seawater desalination plants (SWDPs) are typically underused [9].

In accordance with the significant and increasing global water demands for irrigated agriculture, and the potential role of seawater desalination in meeting these demands in the context of growing water scarcity, it is instructive to describe and analyze the evolution and the current situation of DSW agricultural use in SE Spain. We first describe the main regional water planning characteristics, particularly the role of seawater desalination. Then, we analyze the desalination facilities and the allocation infrastructures involved in DSW production and supply to irrigated agriculture. Finally, we focus our study on technical questions, such as the energy requirements, the associated costs and the DSW final price to farmers. Although some of these issues have already been dealt with [7,9,19], the updated regional analysis presented herein unveils the drastic changes triggered by a recent drought period (2015–2018). This shortage scenario has led to an unprecedented incorporation of DSW to irrigated agriculture, taking a 180-degree turn after the underutilization of the desalination facilities during the relatively wet period in 2010–2014.

The experience described demonstrates that DSW may be a solution to effectively remove the water constraints for irrigated agriculture in coastal regions facing persistent water scarcity. In spite of the high-energy requirements and associated costs in comparison with other water sources, which still limit its widespread use, the complementary role of DSW supply for crop irrigation is contributing to



maintain food production in many irrigation districts in SE Spain. In fact, it is enabling the farming of high-return crops, for which highly effective water use and farming technologies have already been implemented, and thereby ensuring the regional socioeconomic prosperity.

## 2. Study Area and Data Sources

### 2.1. Water Management in the Study Region

The study region comprises two river basin districts in SE Spain (Figure 1): the Segura River Basin (SRB) and the Andalusian Mediterranean Basins (AMB). The SRB is a predominantly agricultural region, where the adoption of the most efficient irrigation technologies is widespread (drip irrigation represents more than 90%) and vegetables can be grown in the open field during winter due to its mild climate conditions. This area is a model of high-return agriculture which is referred to as ‘the orchard of Europe’ [20]. The official water resources available in the SRB amount to 1602 Mm<sup>3</sup>/year, which include surface and groundwater resources (854 Mm<sup>3</sup>/year), water transferred from Central Spain through the inter-basin Tajo–Segura (T–S) aqueduct (322 Mm<sup>3</sup>/year), reclaimed water (144 Mm<sup>3</sup>/year), irrigation returns (124 Mm<sup>3</sup>/year) and DSW (158 Mm<sup>3</sup>/year) [21]. The T–S water transfer is an external supply (300 km long channel, see Figure 1) that became operational in 1979. It has its own operation rules, which depend on the water availability in the reservoirs located at the headwaters of the Tajo River. Due to the increase in the frequency and severity of droughts, the annual transferred flow is decreasing as climate change pressure mounts [22]. Water resources availability fails to satisfy the total water demand in the basin, which is estimated at 1834 Mm<sup>3</sup>/year. This includes irrigated agriculture (1546 Mm<sup>3</sup>/year), urban supply (236 Mm<sup>3</sup>/year), industrial uses (20 Mm<sup>3</sup>/year) and environmental requirements (32 Mm<sup>3</sup>/year). Considering that not all resources can be used (not regulated streams, flash floods, low quality waters, etc.) there is a water deficit of about 400 Mm<sup>3</sup>/year, which directly impacts irrigated agriculture. The current irrigated land (262,393 ha) is the result of its vast expansion over the last 40 years, which was mainly based on over-optimistic expectations about the water that would be supplied by the T–S water transfer, and has led to a serious problem of aquifer overexploitation [23].

The AMB is composed of those river basins completely located in the Andalusia region that discharge directly into the Mediterranean. Since irrigation with DSW only occurs in its eastern part (Almeria area), the description of water management characteristics focuses in this area, which corresponds to 44% of the AMB. The available water resources amount to 344 Mm<sup>3</sup>/year, which include surface and groundwater resources (257 Mm<sup>3</sup>/year), water transferred from several external systems (41 Mm<sup>3</sup>/year), reclaimed water (11 Mm<sup>3</sup>/year), and DSW (35 Mm<sup>3</sup>/year) [24]. External transfers also include a small portion of the T–S supply and a specific transfer from the adjacent Guadalquivir River Basin (Negratín water transfer). As in the case of SRB, these water sources do not satisfy the water demand, which amounts to 510 Mm<sup>3</sup>/year, including irrigated agriculture (429 Mm<sup>3</sup>/year), urban supply (74 Mm<sup>3</sup>/year) and industrial uses (7 Mm<sup>3</sup>/year) [22]. A resulting water deficit of 166 Mm<sup>3</sup>/year has also caused a high degree of overexploitation of groundwater resources. The eastern part of the AMB is characterized by intensive horticulture and the presence of high-tech greenhouses that continuously incorporate technological innovations (e.g., soil-less cultivation, hydroponics, and biological pest and disease control). The greenhouse area has progressively increased in the last 50 years, currently covering an area of 31,034 ha, of which 26,590 ha are under biological production [25].

As a whole, SE Spain has a remarkable agricultural sector that is mainly dedicated to growing fruits and vegetables to export to Europe and, consequently, has great importance in the regional economy, both in terms of value of production and generation of employment [26]. Therefore, irrigated agriculture resilience in SE Spain is very important from a regional socio-economic point of view. The continuous water scarcity pressure that threatens this strategic agricultural production explains the search for alternative water sources and why Spain has been one of the first countries in implementing massive seawater desalination for direct agricultural supply. In this context, the Spanish Government sanctioned the so-called ‘AGUA Program’ in 2004. This plan, while including some water-saving

and efficiency improvement initiatives, was mainly aimed at building 21 high-volume SWDPs for the production of 1063 Mm<sup>3</sup>/year of DSW to supply agricultural, urban and tourist industry uses. More details about the ‘AGUA Program’ design and implementation can be found in [27,28].

In general, agricultural water management in SE Spain is organized into three levels; first the regional water agency (SRB or AMB) manages and allocates collective water concessions to irrigation districts (farmers associations); then, irrigation districts distribute and supply water to the farmers’ plots; and finally, the farmers manage irrigation water with their own on-farm facilities.



**Figure 1.** Location of seawater desalination plants (SWDPs) supplying water for agriculture in Southeastern Spain (SE Spain). State-owned SWDPs are shown in blue and private ones in red. Figures in brackets indicate the installation date and those that are currently out of service. The Tajo–Segura (T–S) water transfer system is also depicted in purple.

## 2.2. Sources of Information

The documentation process for the study was carried out in several steps. First, a suitable set of variables was selected for characterizing (1) the current situation and the performance over time of DSW production for agricultural supply, and (2) the infrastructure involved in DSW conveyance and distribution to irrigation districts and farmers. Second, this information was included in a first version of a questionnaire, which was reviewed by a group of experts from different institutions who were collaborating with the personnel involved in the LIFE project DESEACROP (“Desalinated Seawater for alternative and sustainable soilless crop production” [29]). The final reviewed version included 50 questions organized into seven sections: identification and administrative (e.g., name, location, start-up year, ownership, operating company, and investment); design and exploitation (e.g., capacity, specific energy consumption in different stages, pre-treatment, reverse osmosis stages/passes, conversion factor, and energy recovery system); characteristics of raw water (e.g., electric conductivity, and type of intake); characteristics of product water (electric conductivity, pH, chemical composition); historical DSW production and destination (domestic or agricultural use); production costs and supply price (amortization and financial costs, operation and maintenance costs, distribution costs, selling price, taxes, conveyance tolls); and main characteristics of delivery and distribution systems for agricultural supply e.g., (investment, length, storage capacity, main crops, and supplied area). Finally, in order to obtain the descriptive and quantitative information about the selected variables, all SWDPs supplying DSW for agriculture were contacted, as were the main irrigation districts supplied with DSW. In this way, during the second half of 2017 and the beginning of 2018, eight SWDPs (out of a total



of 11 identified) and seven irrigation districts (out of a total of 10 contacted) were visited to interview their managers and give them the questionnaire for completion.

Therefore, the information used in this article is mainly real operational data for 2017 collected from interviews conducted during the visits and the questionnaires described above. In some cases, when the response did not address all of the survey questions or only poor information was obtained, other secondary sources were used, such as informal conversations with water planners and managers in the region, official annual reports provided by the desalination companies, conference presentations, and other related published literature.

### 3. Results and Discussion

#### 3.1. Desalinated Seawater Production and Supply to Agriculture

Eleven SWDPs supply water for agriculture in SE Spain (Figure 1), although two of them are currently out of service for different reasons, as detailed below. Seven are located in the SRB district, while the remaining four belong to the AMB district.

Table 1 summarizes the main characteristics of the SWDPs, as well as the corresponding irrigated area and the length and storage capacity of the delivery and distribution systems for agricultural supply. The total investment in SWDPs and the associated distribution systems amounts to more than 1500 M€ for a total production capacity of 362 Mm<sup>3</sup>/year, of which up to 268.3 Mm<sup>3</sup>/year could be used for irrigation. The irrigation districts that receive water from these SWDPs grow high-return crops such as greenhouse vegetables (tomato and pepper), winter vegetables in the open field (lettuce and broccoli) and citrus orchards. This gives a total area of 172,000 ha; this figure is lower than the surface sum in Table 1 since some of the irrigation districts are supplied by several SWDPs.

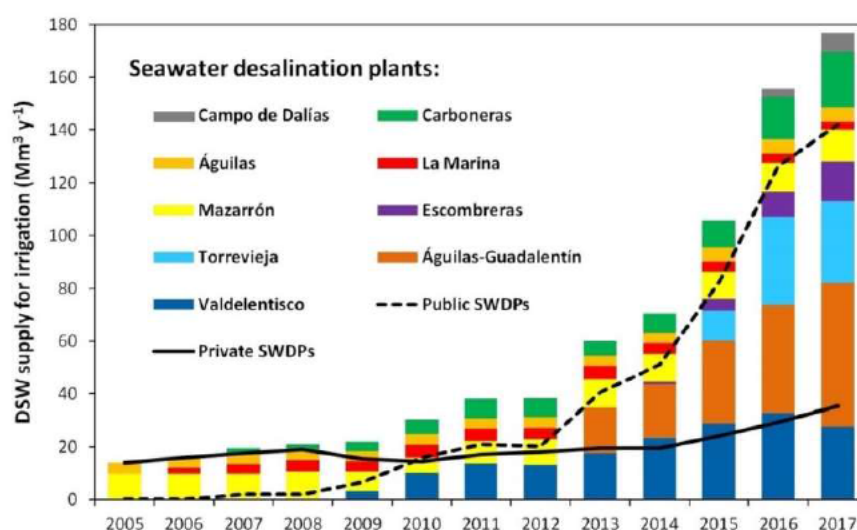
Table 1. Main characteristics of the SWDPs supplying water for irrigation in Southeastern Spain (SE Spain) in 2017.

Desalination Plant (SWDP)	Hydrographic Denarcation	Start-Up Year	Owner	Investment in SWDP (M€)	Total Production Capacity (Mm <sup>3</sup> /year)	Capacity for Irrigation (Mm <sup>3</sup> /year)	Supplied Irrigated Area (ha)	Main Crops	Distribution System for Irrigation		
									Investment (M€)	Length (km)	Storage Capacity (Mm <sup>3</sup> )
Mazarrón (Virgen del Milagro)	Segura Basin	1995	Mazarrón irrigation district	19	16	16 (100%)	3395	Tomato in greenhouse, citrus trees	11	103	0.9 in 9 reservoirs
Águilas	Segura Basin	2003	Águilas irrigation district	-	8	8 (100%)	5524	Tomato in greenhouse, lettuce	-	>100	0.40 in 5 reservoirs
La Marina	Segura Basin	2006	La Marina irrigation district	13	5	4.8 (95%)	1200	Tomato in greenhouse, citrus trees	1	5	0.75 in 3 reservoirs
Valdelentisco	Segura Basin	2008	ACUAMED (Spanish Government)	128	48	37 (77%)	21,340	Winter vegetables, citrus trees	96	>100	2.60 in 4 reservoirs
Escombreras	Segura Basin	2009	Hydro Management company	117	21	20.5 (98%)	15,352	Winter vegetables, citrus trees	*	56	0.025 in 1 reservoir
Águilas-Guadalentín	Segura Basin	2013	ACUAMED (Spanish Government)	203	70	58 (83%)	30,751	Citrus trees, lettuce, tomato	44	36	0.12 in 1 reservoir
Torrevecija	Segura Basin	2014	ACUAMED (Spanish Government)	264	80	40 (50%)	42,319	Winter vegetables, citrus trees	29	21	246 in 1 dam
Carboneras	Andalusian Mediterranean Basins	2005	ACUAMED (Spanish Government)	132	42	24.5 (58%)	18,500	Vegetables in greenhouse, mainly tomato	226	120	0.6 in 6 reservoirs
Campo de Dalías	Andalusian Mediterranean Basins	2016	ACUAMED (Spanish Government)	130	30	22.5 (75%)	22,000	Vegetables in greenhouse, mainly pepper	**	40.7	0.4 in 5 reservoirs
Rambla Morales	Andalusian Mediterranean Basins	-	Rambla Morales irrigation district	39	22	22 (100%)	3300	Vegetables in greenhouse, mainly tomato	-	-	-
Bajo Almansora	Andalusian Mediterranean Basins	-	ACUAMED (Spanish Government)	88	20	15 (75%)	24,000	Tomato greenhouse and melon	**	15.3	0.08 in 1 reservoir

\* Capacity for irrigation represents the amount of desalinated seawater (DSW) planned for direct agricultural supply. The percentage with respect to the total capacity is indicated in brackets. \*\* The distribution system investment is included in the DSWP investment. Data from questionnaires, [30] and [31].



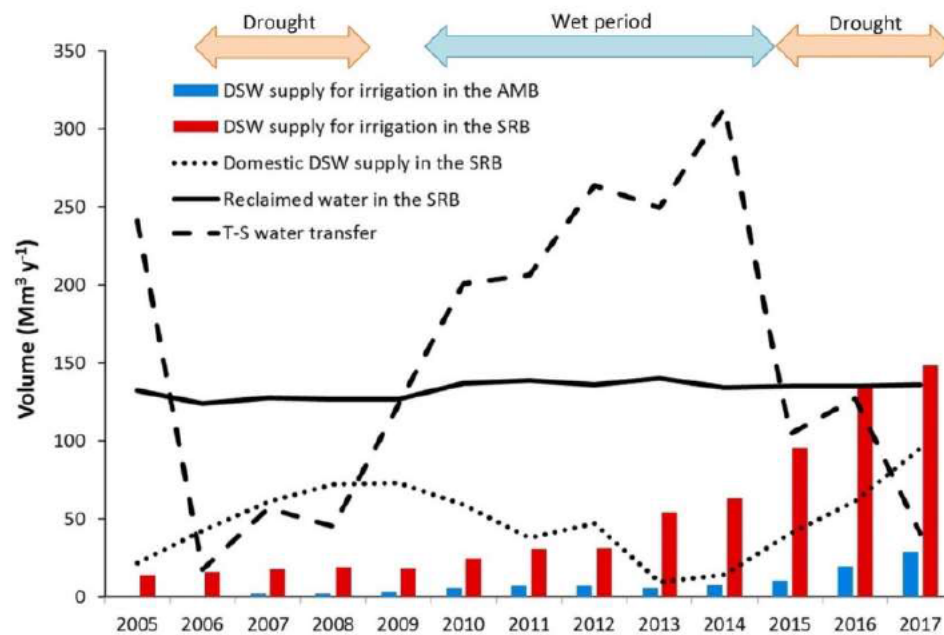
Figure 2 shows the evolution of agricultural DSW supply in SE Spain since 2005. The supply remained below 20 Mm<sup>3</sup>/year until 2010, when it began to increase quickly, especially from 2015. This strong growth was mainly caused by the incorporation of the main public SWDPs from 2013 onwards, as private production only bounced back slightly in recent years. The total DSW supply for irrigation in 2017 was 148.3 Mm<sup>3</sup> in the SRB (9.6% of its total agricultural demand), and 29.0 Mm<sup>3</sup> in the AMB (5.9% of its total agricultural demand), which together amounted to 177.3 Mm<sup>3</sup>/year for SE Spain, a 66% of the maximum allocation intended for irrigation (77% when out of service SWDPs are not considered). This figure is similar to the agricultural supply of DSW in Israel during the period 2015–2017, which was estimated at 200 Mm<sup>3</sup>/year, about 40% of the national freshwater irrigation consumption [16].



**Figure 2.** Evolution of agricultural desalinated seawater (DSW) supply in SE Spain by SWDP. Total production in public and private SWDPs is also depicted.

Figure 3 presents the evolution of several water resources in the SRB, along with the agricultural DSW supply in the SRB and the AMB since 2005. The supply drop from the T–S water transfer is apparent during the two drought periods. The first was in 2006–2008, when no reaction is observed in DSW supply since most public SWDPs were still being designed or under construction. Then, when most of them became operational (2009–2014, see Table 1), a wet period in Central Spain meant that abundant resources were available for the T–S water transfer, so although their production was steadily growing, it remained relatively low with respect to their total capacity. The second drought period began in 2015 and clearly brought public DSW production out of its lethargy. The reactivation of DSW production was far more important in the SRB than in the AMB, since the T–S water transfer mainly supplies this basin (see Figure 1), whereas irrigation districts in the AMB are mainly supplied with groundwater, a water resource that is less sensitive to drought periods than the T–S water transfer. As a result, SWDPs were supplying agriculture at near full capacity in the SRB in late 2017, but only at about 72% capacity in the AMB, despite the fact that two plants were out of service. The major growth of DSW agricultural supply in the SRB meant that, for the first time, DSW surpassed the volume of reclaimed water in 2017. This is a relevant fact considering that the SRB recycles nearly 100% of wastewater for irrigation [32].

It should be noted that the agricultural sector in the SRB has demanded even more DSW than that supplied in this last drought period, but the need to guarantee the domestic supply limited the amount of DSW allocated for irrigation (see Figure 3). As the agricultural DSW demand is only being partially satisfied, several farmer associations and coastal irrigation districts are promoting the construction of new private SWDPs through collective projects [33,34].



**Figure 3.** Evolution of domestic and agricultural DSW supply, reclaimed water use, and Tajo-Segura transferred water in the Segura River Basin (SRB). Agricultural DSW supply in the Andalusian Mediterranean Basins (AMB) is also depicted.

### 3.2. Energy Consumption of DSW for Agriculture

Reverse osmosis technology has emerged in the last decades as the leading technology for large-scale seawater desalination because of its relatively low energy consumption and production costs, compared to other alternatives [9,35]. However, reverse osmosis is still characterized by high energy requirements in comparison with those of other water supplies for irrigation in SE Spain [36], which represents a barrier to its implementation for crop irrigation. Moreover, the agricultural DSW supply can prove even more energy demanding than the domestic supply, due to the requirements for its conveyance to irrigation districts, and the additional post-treatment requirements for boron removal for sensitive crops [37]. Consequently, the energy needs for DSW production and supply to agriculture are a key issue when planning its implementation at regional scale.

Specific energy consumption (SEC, kW/m<sup>3</sup>) is a common measure of the energy use in desalination processes [38]. A typical DSW production and supply system for agriculture in SE Spain consists of five stages, each with different SEC requirements, as represented in Figure 4: (1) seawater intake pumping; (2) desalination processes; (3) pumping to a regulating elevated reservoir; (4) gravity-driven conveyance to irrigation districts; and (5) pumping for water distribution within irrigation districts themselves. Table 2 shows the SEC values for these stages at seven SWDPs in SE Spain, whilst the variation range at each stage is depicted in Figure 4.

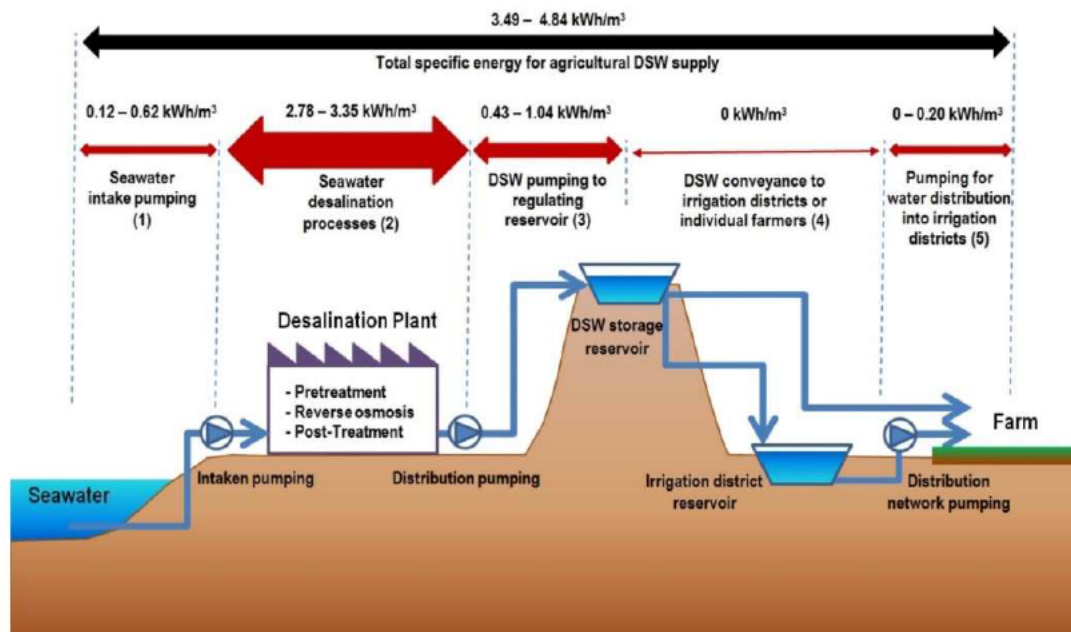
**Table 2.** Specific energy consumption for the different stages (Figure 4) of DSW production and supply to irrigated agriculture in 2017. All values refer to DSW volume.

Desalination Plant (SWDP)	(1) Seawater Intake (kWh/m <sup>3</sup> )	(2) Desalination Processes (kWh/m <sup>3</sup> )	(3) + (4) DSW Pumping to Irrigation Districts (kWh/m <sup>3</sup> )	(5) DSW Distribution in Irrigation Districts (kWh/m <sup>3</sup> )	Total (kWh/m <sup>3</sup> )	Data from
Mazarrón	0.42	3.06	1.00	0 (gravity-driven distribution)	4.48	Questionnaire
La Marina	0.20	3.20	0.70	0 (gravity-driven distribution)	4.10	Questionnaire
Escombreras	0.40	3.35	0.75	0 (gravity-driven distribution)	4.50	Questionnaire
Average value for Private SWDPs	-	-	-	-	4.36	-
Valdelantisco *	0.36	3.24	0.92	0 (gravity-driven distribution)	4.52	Questionnaire, [31] and [39]
Águilas-Guadalestín	0.37	2.85	1.04	0.20	4.46	Questionnaire, [31] and [39]
Torre Vieja	0.12	2.78	0.43	0.16	3.49	Questionnaire, [31] and [39]
Carboneras **	0.62	3.38	0.84	0 (gravity-driven distribution)	4.84	Questionnaire, [31] and [39]
Average value for Public SWDPs	-	-	-	-	4.32	-

\* There were nine reverse osmosis frames with Pelton turbines and two frames with isobaric pressure-exchangers as energy recovery system in 2017. \*\* There were ten reverse osmosis frames with Pelton turbines and two frames with isobaric pressure-exchangers as energy recovery system in 2017.



In the first stage, seawater is pumped to the SWDP, with an SEC that ranges from 0.12 to 0.62 kWh/m<sup>3</sup> of DSW, depending mainly on the altitude of the SWDP above sea level. Then, several processes (pretreatments, reverse osmosis, and post-treatments) are carried out in the industrial facility to produce DSW, with an SEC that ranges from 2.78 to 3.35 kWh/m<sup>3</sup> of DSW. The consumption in this stage is related to several technical factors, such as the salinity of the feed water, the targeted DSW quality, the capacity of the plant, the use of energy recovery systems and the type of membrane technology, among others [37,40]. It should be noted that brine disposal at sea is carried out using the brine residual pressure after reverse osmosis process and taking advantage of the slope, so no additional SEC is required. Once DSW is produced, it is stored in an elevated reservoir for regulation, which requires a pumping system consuming between 0.43 and 1.03 kWh/m<sup>3</sup>. After that, DSW is gravity-conveyed and distributed to irrigation districts or individual farmers, without additional SEC for all the cases studied. For most SWDPs, the consumers are several irrigation districts (or only one for the private SWDPs), but some of them (Escombreras and Valdelentisco SWDPs) have their own distribution pipe systems with irrigation hydrants for supplying farmers directly. When DSW is finally allocated through the irrigation district infrastructure, an additional SEC ranging from 0 to 0.20 kWh/m<sup>3</sup> of DSW is required in their pumping facilities.



**Figure 4.** Characteristic values of specific energy consumption (kW/m<sup>3</sup>) for the different stages of DSW production and supply for irrigation in SE Spain in 2017.

Adding up all stages, it is noteworthy that the mean value of total SEC for the private SWDPs (4.36 kWh/m<sup>3</sup>) is similar to that of the public SWDPs (4.32 kWh/m<sup>3</sup>), as shown in Table 2, and with a similar stage distribution. These figures evidence that both initiatives for agricultural DSW supply (public and private) have similar results from an SEC perspective.

The mean SEC for seawater retrieval and DSW allocation (stages 1, 3, 4, and 5) amounts to 1.22 kWh/m<sup>3</sup> of DSW, which represents 28.1% of the mean total SEC (4.34 kWh/m<sup>3</sup>). Conveyance and distribution pumping from the SWDPs to farms (stages 3, 4, and 5) can consume from 0.59 to 1.24 kWh/m<sup>3</sup>, depending on the altitude of the farm above the SWDP and the distance inland, which is also a substantial portion of the mean total SEC (19.9%). This figure highlights that it is also important to consider energy saving technologies in the design of conveyance and distribution systems for DSW [41].

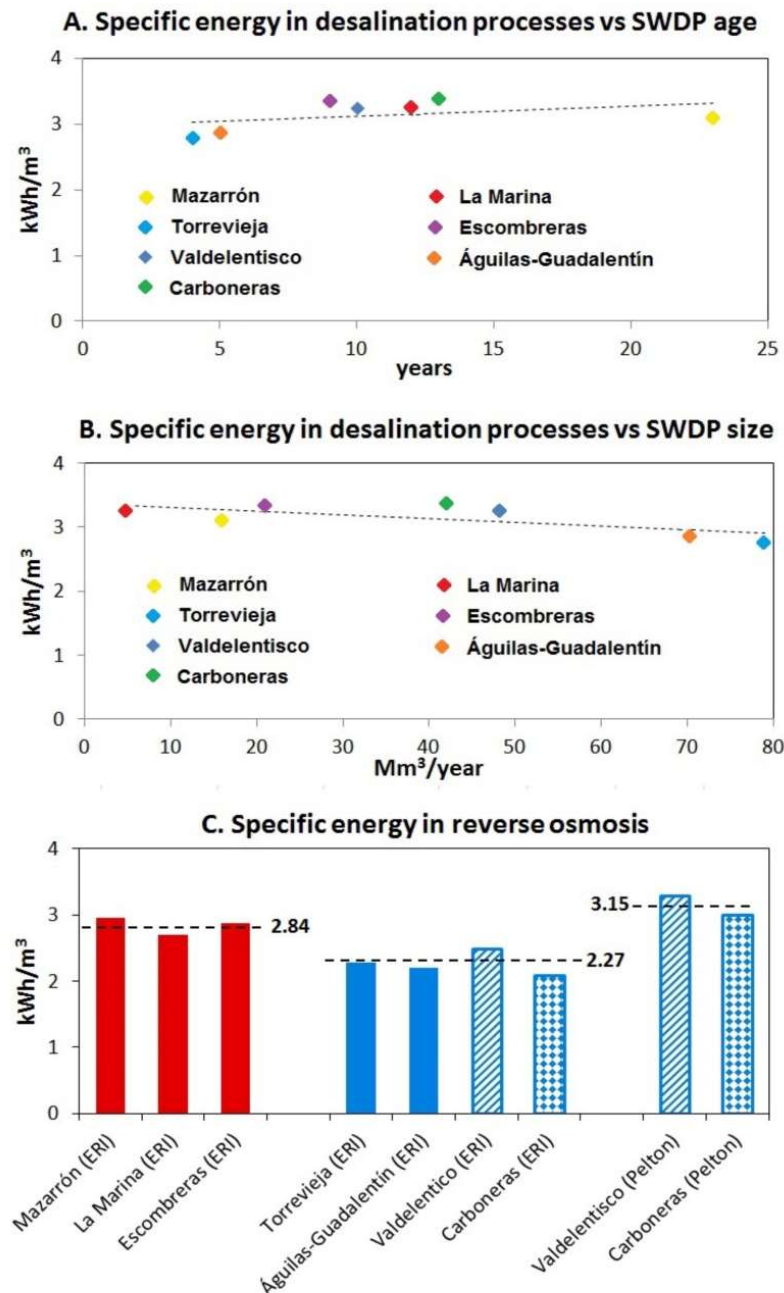
Focusing on DSW production (stage 2), the SEC ranges from 2.85 to 3.38 kWh/m<sup>3</sup>, which is in the very lowest part of the range reported by Shaffer et al. [37] for state-of-the-art DSW production in 2012 (3–7 kWh/m<sup>3</sup>). This result seems reasonable since all considered SWDPs have a large capacity and where built or updated with isobaric energy recovery devices in recent years. Zarzo and Prats [42] reported in 2018 a new SEC range of 2.5–4 kWh/m<sup>3</sup> for large SWDPs (30–100 Mm<sup>3</sup>/year), which fits very well with the obtained results. As mentioned above, the SEC in this stage is related to several technical factors. Figure 5 analyzes some of these factors considering the data from seven SWDPs in the study area, such as the age of the plant (Figure 5A), the production capacity (Figure 5B), and the energy recovery systems in the reverse osmosis racks (Figure 5C).

For Spanish SWDPs, the decrease of SEC in recent years has been significant, dropping from an average of 8.5 kWh/m<sup>3</sup> in 1990 to <3 kWh/m<sup>3</sup> in 2009 [43]. This reduction was mainly due to the inclusion of new energy recovery devices, such as Francis or Pelton turbines, and more recently isobaric devices [42]. Figure 5A shows how the decreasing trend of SEC in the SWDPs supplying agriculture in SE Spain continues. The Águilas-Guadalestín and Torrevieja plants, which started up in 2013 and 2014 respectively, have SEC values below 3 kWh/m<sup>3</sup>, whereas the remaining SWDPs, which started up before 2010 have SEC values over 3 kWh/m<sup>3</sup>, in spite of the incorporation of isobaric recovery devices in recent years. The regression analysis with a linear function indicated a low correlation ( $R^2 = 0.21$ ,  $p < 0.05$ ) but, if Mazarrón SWDP is suppressed, the correlation increases significantly ( $R^2 = 0.83$ ,  $p < 0.05$ ). This abnormal behavior of Mazarrón SWDP can be explained by the fact that water is withdrawn with vertical coastal soundings in an aquifer with seawater intrusion, resulting in an electrical conductivity of 50 dS/m in raw water, whereas the remaining SWDPs have open sea intakes with raw water electric conductivity around 55 dS/m.

Reverse osmosis SWDPs with larger treatment capacities often have economies of scale in terms of SEC due to efficiency gains associated with larger pumps, which can reach an efficiency of about 90% when combined with energy recovery devices [44]. Figure 5B shows a clear effect of SWDP size on SEC in the facilities studied, which is well correlated by a regression analysis with a linear function ( $R^2 = 0.49$ ,  $p < 0.05$ ). Again, when Mazarrón SWDP was suppressed, the correlation increased ( $R^2 = 0.62$ ,  $p < 0.05$ ).

Figure 5C focuses on the SEC in the reverse osmosis racks. The theoretical minimum SEC was calculated based on thermodynamic constraints at approximately 1.06 kWh/m<sup>3</sup> for incoming raw water with total dissolved solids concentration of 35,000 mg/L at 50% recovery [5]. Real consumption is higher and also depends on other factors, such as operating conditions, temperature, recovery rate, etc. [45]. Taking into account that real SWDPs are not an ideal system, the observed values for larger and more modern SWDPs (2.2–2.3 kWh/m<sup>3</sup> in Águilas-Guadalestín and Torrevieja SWDPs) are currently close to the thermodynamic limit, which implies that it is becoming increasingly difficult to reduce SEC in reverse osmosis technologies below their current values [42]. Figure 5C reveals a clear difference in the performance of public and private facilities. Public SWDPs present a mean SEC of 2.27 kWh/m<sup>3</sup> in reverse osmosis racks, which is 0.57 kWh/m<sup>3</sup> lower than the mean value for private SWDPs (2.84 kWh/m<sup>3</sup>), despite the fact that all the racks compared have isobaric recovery devices. Therefore, this result evidences that there is a clear age and scale effect in the SEC at the racks, since private SWDPs are usually older and smaller than public ones (Table 1). However, this difference decreases when considering SEC in the whole DSW production process (stage 2, Table 2) because the pretreatments and post-treatment processes are minimized in private SWDPs supplying agriculture exclusively. This minimization is possible since they do not have to comply with potable water regulations [6], and post-treatments are usually replaced by water blending with highly mineralized groundwater.





**Figure 5.** Effect of the age of the plant (A), the production capacity (B), and the energy recovery systems (C) on the specific energy consumption of DSW production (stage 2). Private and public SWDPs are shown in blue and red in C, respectively. The bar patterns in C indicate racks with different energy recovery (isobaric recovery devices (ERI) or Pelton turbines) in Valdelentisco and Carboneras SWDPs.

The use of energy recovery technologies can substantially reduce the SEC in desalination racks [46,47]. In seawater reverse osmosis, Pelton turbines typically provide energy savings of 35% to 42% compared to a baseline without energy recovery equipment, while the saving values for isobaric recovery systems range from 55% to 60% [48]. The influence of the implemented energy recovery technology on SEC is clear in Figure 5C for Valdelentisco and Carboneras SWDPs, which had some

reverse osmosis racks equipped with Pelton turbines and others with isobaric recovery systems during 2017, since they are involved in an upgrade process to optimize the rack configuration and improve the energy efficiency of the facility. The SEC reduction after the upgrade process reached  $0.8 \text{ kWh/m}^3$  in Valdelentisco and  $0.9 \text{ kWh/m}^3$  in Carboneras, leading to the anecdotal data that the most efficient rack in operation to date in SE Spain is located in an SWDP started up in 2005 (the oldest public one).

### 3.3. Costs of DSW Supply to Agriculture

Following the supply structure depicted in Figure 4, the total cost of DSW for agricultural in SE Spain can be divided into three components: the amortization and financial costs, the operational and maintenance (O&M) costs for production, and the costs for allocation.

The amortization and financial costs correspond to the initial investment (acquisition of land, construction, seawater intake facilities, submarine brine discharge facilities, DSW regulation and conveyance facilities, etc.) which extend across the lifespan of the SWDP. When managed as specific costs ( $\text{€/m}^3$ ), they can be considered as dynamic since they depend on: (1) the considered lifespan of the project, (2) the variable interest rate that usually operates in the financial plan, and (3) the production rate, which is generally assumed to be the projected capacity throughout the lifespan, although this was not the real case in SE Spain [49].

The O&M costs for DSW production (energy consumption, pretreatment and post-treatment, labor, taxes, maintenance, etc.) correspond to all the operational period and markedly depend on energy consumption, which usually represents around 50%–60% of O&M costs [27,40,50]. For that reason, there is a direct relationship between energy consumption and the operational costs that is adjusted by the energy price [51], which also makes specific O&M costs ( $\text{€/m}^3$ ) dynamic. The fluctuation in the energy costs was important in Spain, with electricity prices rising from  $0.08 \text{ €/kWh}$  in 2008 to  $0.14 \text{ €/kWh}$  in 2012, leading to an increase in total DSW total costs from  $0.32\text{--}0.36 \text{ €/m}^3$  (in 2008) to  $0.56\text{--}0.63 \text{ €/m}^3$  (in 2012) [27,50].

Finally, there are two types of costs for DSW allocation from SWDPs to farms: (1) the cost of water conveyance from SWDPs to the irrigation districts, which is usually done by pipelines and ponds systems belonging to SWDPs; and (2) the distribution cost into the irrigation districts, which is added to the management and operating costs in the final price of water supplied to farmers. The former is typically a cost in the DSW supply from public SWDPs, which are usually located away from irrigation districts. This cost usually does not exist in private SWDPs, which are located in the owner's irrigation district. The latter cost is site specific, and can be close to zero for irrigation districts that have gravity-driven distribution systems, and nearly  $0.1 \text{ €/m}^3$  for districts with high pumping requirements in their distribution systems. The total of both costs together is also dynamic since they are mainly dependent on the energy consumption.

As a result of the dynamism of all three components of the total cost for DSW agricultural supply, very variable figures have been reported for their values in Spain [27,50,52]. Table 3 shows the values of each component and the total cost for two private SWDPs (Mazarrón and La Marina) and two public ones (Valdelentisco and Águilas-Guadalestín) in 2017. The average total specific costs for private and public SWDPs are  $0.70$  and  $0.55 \text{ €/m}^3$ , respectively. The difference of  $0.15 \text{ €/m}^3$  is mainly due to the amortization and financial costs, which are currently calculated by the owner companies, considering a 25-year lifespan for private SWDPs and 50 years for the public ones. This difference almost completely disappears if the amortization and financial costs in the public SWDPs were calculated considering a 25-year lifespan. According to Lapuente [52], these costs would be  $0.26$  and  $0.22 \text{ €/m}^3$  in the Valdelentisco and Águilas-Guadalestín SWDPs, respectively, for a 25-year lifespan, rather than the  $0.10 \text{ €/m}^3$  shown in Table 3 for a 50-year lifespan, resulting in an average total specific cost of  $0.69 \text{ €/m}^3$ . Therefore, under the same lifespan assumptions, both initiatives for agricultural DSW supply (public and private) have similar results from a total specific cost perspective.

**Table 3.** Costs of DSW production and supply to irrigated agriculture in 2017 in several SWDPs. Production rate is considered to be 80% of maximum capacity.

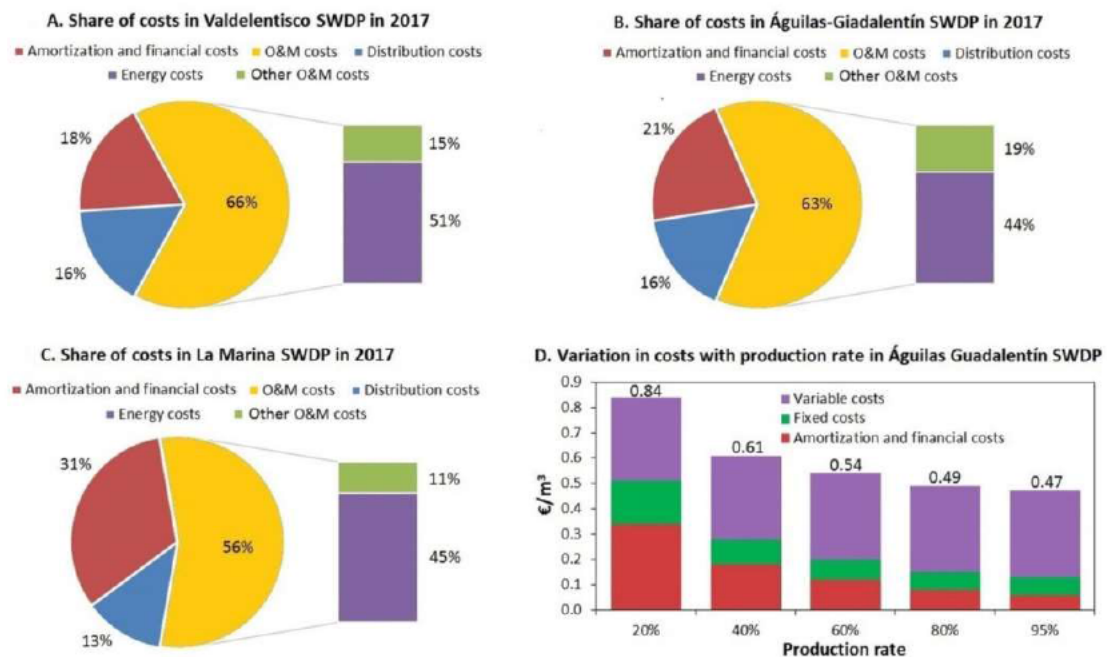
Desalination Plant (SWDP)	Amortization and Financial Costs (€/m <sup>3</sup> ) *	Operation and Maintenance Costs (€/m <sup>3</sup> )		Distribution to Irrigation Districts (€/m <sup>3</sup> )	Distribution within Irrigation Districts (€/m <sup>3</sup> )	Total (€/m <sup>3</sup> )	Data from
		Energy	Other O&M				
Mazarrón	0.20	0.29	0.11	-	0.08	0.68	Questionnaire
La Marina	0.22	0.32	0.08	-	0.09	0.72	Questionnaire
Average value for Private SWDPs	-	-	-	-	-	0.70	-
Valdelentisco	0.10	0.29	0.09	0.09	-	0.57	Questionnaire and adapted from [30]
Águilas-Guadalestín	0.10	0.22	0.09	0.08	0.04	0.53	Questionnaire and adapted from [30]
Average value for Public SWDPs	-	-	-	-	-	0.55	-

\* Amortization and financial costs refer to a 25-year lifespan in Mazarrón and La Marina, and to a 50-year lifespan in Valdelentisco and Águilas-Guadalestín.



The variation range of the total costs in Table 3 (from 0.53 to 0.72 €/m<sup>3</sup>) is similar to that reported for Israeli large-scale SWDPs supplying agriculture (from 0.50 to 0.66 €/m<sup>3</sup>, adapted from [53]). The slight difference can be explained because the values reported for Israel do not include the distribution costs to the irrigation districts. When these costs are suppressed, the variation range for Spanish SWDPs (from 0.49 to 0.63 €/m<sup>3</sup>) matches the range for Israel. This similarity in total costs was to be expected since both countries developed their desalination programs in similar periods and using the same technological approach.

Figure 6 depicts the share of costs for three of the SWDPs included in Table 4, differentiating between energy costs and other O&M costs. Both public SWDPs, Valdelentisco (Figure 6A) and Águilas-Guadalestín (Figure 6B) present very similar results: amortization and financial costs range from 18% to 21%, allocation costs represent 16% for both plants, and O&M costs range from 63% to 66% of total costs. It should be noted that the energy costs amount to 77.2% and 69.8% of O&M costs for Valdelentisco and Águilas-Guadalestín SWDPs, respectively; values which are above the range of 50%–60% previously reported by other authors in Spain [27,50]. The share of costs for the private SWDP of La Marina shows a different pattern due to the different lifespan considered in the calculation of the amortization and financial costs, as mentioned above. In this case, the energy costs amounted to 80.4% of O&M costs, once again a value above those previously reported.



**Figure 6.** Share of costs in Valdelentisco SWDP (A), in Águilas-Guadalestín SWDP (B), and in La Marina SWDP (C). Subfigure (D) represents the variation in costs in Águilas-Guadalestín SWDP with respect to the production rate.

Table 4. Composition and final price of water supplied to farmers from each SWDP in 2017.

Desalination Plant (SWDP)	Production Price (€/m <sup>3</sup> )	10% Taxes (€/m <sup>3</sup> )	Conveyance to Irrigation Districts (€/m <sup>3</sup> )	Distribution within Irrigation Districts (€/m <sup>3</sup> )	Final Price to Farmers (€/m <sup>3</sup> )	Comments
Mazarrón (Virgen del Milagro)	0.40	-	-	0.08	0.48	The SWDP is located in the irrigation district. Amortization and financial costs were subsidized.
La Marina	0.62	-	-	0.09	0.47	The SWDP is located in the irrigation district. Final price is lower than DSW price since it is blended with brackish groundwater before supplying farmers.
Escombreras	0.5	0.05	0.02	0.03	0.60	The SWDP is located far from the irrigation district. This SWDP also supplies directly to some farmers with its own conveyance/distribution network.
Average value for Private SWDPs	-	-	-	-	0.52	-
Valdelentisco	0.57	0.06	*	*	0.63	The SWDP is located far from the irrigation district, but it has a conveyance/distribution network with on-farm hydrants.
Águilas-Guadalentín	0.42	0.04	*	0.04	0.50	The SWDP is located far from the irrigation district. The price in supply contracts ranges from 0.38 to 0.50, with 0.42 being the average value.
Torre Vieja	0.49	0.05	0.02	0.03	0.59	The SWDP is located far from the irrigation district and only supplies to irrigation districts.
Carboneras	0.49	0.05	*	0.02	0.55	The SWDP is located far from the irrigation district. DSW is gravity-driven distributed into the irrigation district.
Campo de Dalías	0.5	0.05	*	0.03	0.58	The SWDP is located in the irrigation district.
Average value for Public SWDPs	-	-	-	-	0.55	-

\* This item is included in the SWDP production price. Data from questionnaires.

Figure 6D depicts the effect of the production rate on the share of costs of Águilas-Guadalestín SWDP in 2017, distinguishing among amortization and financial costs, variable costs and fixed costs, following the data by ACUAMED [30]. The analysis shows the relevance of the production rate on the total cost of DSW production, which significantly increases when the rate is below 60%. Therefore, maintaining DSW production close to the projected capacity throughout their lifespan is essential to enable compliance with the expected costs. This was not the case in SE Spain for the relatively wet period 2010–2014, when agricultural DSW demand fell due to the abundance of cheaper alternative supplies and, consequently, SWDPs consistently operated below their planned capacity and above the expected costs [49]. To control and stabilize agricultural DSW demand, long term take-or-pay contracts between SWDPs and irrigation districts should be signed, in a similar way to what has been done in Israel, where a take-or-pay policy ensures that the government will pay for the agreed volume of water supplied by SWDPs each year, hence guaranteeing that the facilities operate at their projected capacity [10].

Figure 6D also reveals how the share of variable costs with respect to the total cost decreases when the DSW production rate decreases. Taking into account that energy consumption is by far the highest variable cost, this behavior can explain why energy costs in the present study amount to a higher proportion of O&M costs (70%–80%) than that previously reported in Spain (50%–60%), since the data managed by previous studies correspond to a period (2010–2014) when DSWPs were operating at a lower rate (around 50%) than in 2017 (around 80%).

### 3.4. Price of DSW Supply to Farmers

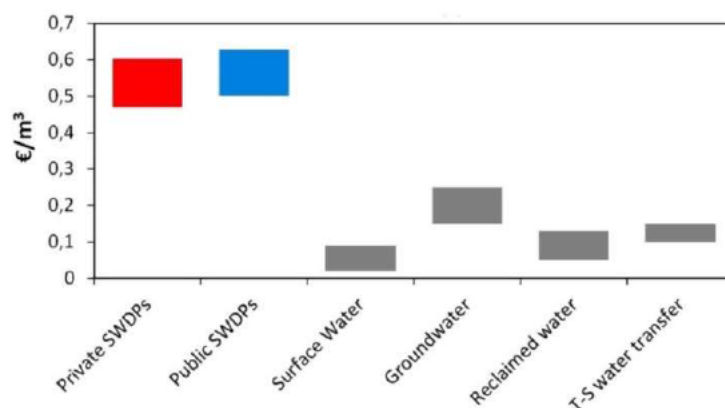
The price that farmers actually pay for DSW and which affects their farming costs is composed of (1) the production price at the SWDP; (2) a consumption tax (VAT = 10%) that operates whenever the consumer is different from the DSW producer and supplying implies a commercial transaction; (3) a transfer toll whenever conveyance to irrigation systems uses infrastructures other than those owned by the SWDPs or irrigation districts; and (4) the irrigation district rate, which passes on all their costs in the final price of supplied water to farmers. Table 4 displays each price component and the resulting final price for the same SWDPs shown in Table 2.

The final price of DSW supply to farmers ranges from 0.48 €/m<sup>3</sup> in the Mazarrón SWDP to 0.63 €/m<sup>3</sup> in the Valdelentisco SWDP, with an average value for private SWDPs (0.52 €/m<sup>3</sup>) 6.5% below the average value for public SWDPs (0.55 €/m<sup>3</sup>). This result is contradictory with the total supply costs obtained in Table 3, where the cost for private SWDPs (0.70 €/m<sup>3</sup>) was higher than that of the public ones (0.55 €/m<sup>3</sup>), and hence additional analysis is necessary. First, the average final supply price to farmers from public SWDPs (0.55 €/m<sup>3</sup>) matches their average total cost (0.55 €/m<sup>3</sup>), as would be expected in a non-for-profit system where only public companies or corporations (irrigation districts) operate. Therefore, the contradiction lies in the supply price to farmers from private SWDPs, which is caused by different reasons for Mazarrón and La Marina. In Mazarrón SWDP, the initial investment was subsidized with public funds, so the amortization and financial costs (0.20 €/m<sup>3</sup>) are not charged in the final price to farmers. In La Marina SWDP, DSW is blended with cheaper groundwater as a remineralization post-treatment, resulting in a final price to farmers well below the DSW production price (Table 4).

The aforementioned DSW prices are much higher than other agricultural supplies in SE Spain, as shown in Figure 7. Such a difference implies that, if traditional agricultural water sources are systematically replaced with DSW under the increased pressure on conventional water resources, the profitability of all crops would be seriously reduced, and some would even become economically unsustainable [10]. For that reason, farmers have systematically been unwilling to pay the total DSW costs over the last years, and regularly call on the government to subsidize agricultural DSW use [7]. In such a way, direct subsidies were sanctioned by the Spanish Government in 2016 and 2017, as an extraordinary measure to mitigate the effects of the water shortage on the T–S aqueduct supply. These subsidies consisted in discounts of 0.2 €/m<sup>3</sup> for 30 Mm<sup>3</sup> supplied from the Torrevieja SWDP and



0.1 €/m<sup>3</sup> for 20 Mm<sup>3</sup> supplied from the Valdelentisco SWDP. In total, the direct subsidy represented 8 M€ each year, and undoubtedly contributed to the increase in DSW demand for crop irrigation in 2016–2017. This subsidy reflects the socio-economic strategic role of irrigated agriculture in SE of Spain, where the overall societal benefits can balance out subsidies over time.



**Figure 7.** Price of agricultural water supply from different sources in the study area, including DSW from private and public SWDPs. Data obtained from questionnaires and own data.

The current unceasing agricultural demand for DSW (Figure 2) could be interpreted as evidence that agriculture is able to withstand water prices of about 0.50–0.60 €/m<sup>3</sup>, yet the analysis by [6] clarified that the increased farming costs of incorporating DSW lessen the mean net marginal value of water close to zero in many agricultural regions of SE Spain. This implies that the systematic replacement of traditional water sources with DSW is not a general solution to water scarcity in the agriculture of this region. Moreover, the interviews with irrigation district managers brought to light the importance of the availability of other water resources with lower prices to perform water blending strategies leading to final irrigation water prices of about 0.30–0.35 €/m<sup>3</sup>, which seem affordable for a wide range of crops. For that reason, DSW is currently considered as a complementary source for crop irrigation in SE Spain, and water blending is the most recommended management practice. In fact, in addition to counterbalancing high costs, it can mitigate the most relevant agronomical concerns related to the singular chemical composition of DSW [11,15,54]. Therefore, agronomic and economic issues highlight the benefits of an integrated planning and management of DSW and other available water resources in each irrigation district.

#### 4. Conclusions

Food security concerns, climate change impacts and increased pressure on conventional water resources are encouraging the agricultural use of DSW. Here, we present the case of SE Spain as an example of how the integration of DWS for irrigation can strengthen the resilience of high-return agriculture. However, incorporating DSW into irrigation water planning in coastal areas facing persistent water scarcity is a complex and long process. To assess its feasibility several technical, economic, societal and environmental factors must be overlaid. Based on the case presented here, it is recommended that DWS is considered as a base supply in regional water planning and management instead of an emergency supply for accommodating shortfalls in demand. The reason for this is that SWDPs should operate at close to their projected capacity throughout their lifespan to comply with the expected costs. The agricultural demand of DWS in SE Spain has fluctuated remarkably as a response to the varying availability of traditional water resources. It is no surprise that in wet periods, when cheaper resources were available, farmers used them and the demand for DSW plummeted, leaving desalination plants underutilized. In this sense, in order to ensure the successful integration of DSW into regional agricultural water planning, take-or-pay contracts between SWDPs and irrigation districts

or governmental institutions could be a suitable option to enable the long-term economic sustainability of SWDPs.

Another major constraint for DSW integration identified here is the location of SWDPs at the coast. Traditional irrigation water supply systems in SE Spain are designed to deliver water from inland to the coastline, taking advantage of the slope, so they cannot deal with the delivery of DSW from the coast to inland. Therefore, supplying DSW to inland agriculture would involve the construction of long conveyance pipelines and additional energy requirements for pumping against hydraulic heads, and hence the increase of the total DSW supply costs. For this reason, the current agricultural use of DSW in SE Spain takes place in coastal areas and their surroundings, which stresses the need to account for the investment costs of new water distribution systems when planning any inland allocation of DSW.

One of the main barriers to the widespread use of DSW for irrigation is its higher total cost in relation to other traditional water sources. The high price of DSW (from 0.53 to 0.72 €/m<sup>3</sup>) is the consequence of the vast amounts of energy required for production and distribution. The total SEC ranges from 3.49 to 4.84 kWh/m<sup>3</sup>, of which roughly 70% is consumed in the desalination processes, whereas the remaining 30% corresponds mainly to DSW allocation and distribution. However, it must be highlighted that DSW plays a complementary role in most irrigation districts, where it is usually managed along with other conventional water resources. This makes using DSW economically affordable and it might additionally minimize the main agronomic concerns highlighted in other studies (lack of essential nutrients, high presence of phytotoxic ions and soil alkalinization) [6,11,14].

When discriminating between private and public SWDPs, the specific energy consumption and general costs are very similar, which indicates that both initiatives for agricultural DSW supply perform similarly. The final supply price to farmers exactly matches the total costs in public SWDPs, as would be expected from a non-for-profit system. However, this is not the case for private SWDPs, where the existence of subsidies or other management practices (water blending) usually reduce the final supply prices to farmers.

Overall, notwithstanding the high cost of DSW, its agricultural use can foster irrigated agriculture resilience as water scarcity intensifies in a changing climate, helping to preserve socioeconomic development in highly profitable agricultural areas, where no other water resources and/or economic activity alternatives are possible.

**Author Contributions:** The article was written by V.M.-A., with the rest of the authors (J.F.M.-V., M.J.G.-O., B.G.-E., and B.M.-G.) providing many valuable comments. All authors have equally contributed to the methodology implementation, data acquisition, data analysis, and derived conclusions. All authors have revised and approved the final manuscript.

**Funding:** This study was supported by the European Regional Development Fund (ERDF) and Ministerio de Ciencia, Innovación y Universidades—Agencia Estatal de Investigación (Grant number AGL2017-85857-C2-2-R), and by the European Commission (Grant LIFE16 ENV/ES/000341, DESEACROP Project).

**Acknowledgments:** The authors would like to thank all the desalination plants and the irrigation district managers for providing the data on which the study has been carried out. The collaboration of partners in DESEACROP Project (Universidad de Almería, Valoriza Agua, and Comunidad de Usuarios de Aguas de la Comarca de Nijar) is also acknowledged.

**Conflicts of Interest:** The authors declare no conflict of interest.

## References

1. United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). *The 3rd United Nations World Water Development Report: Water in a Changing World*; UNESCO: Paris, France, 2009; 318p.
2. Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*; Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., Eds.; IPCC: Geneva, Switzerland, 2014; 151p.
3. Iglesias, A.; Garrote, L.; Diz, A.; Schlickerrieder, J.; Martín-Carrasco, F. Re-thinking water policy priorities in the Mediterranean region in view of climate change. *Environ. Sci. Policy* **2011**, *14*, 744–757. [[CrossRef](#)]



4. Mediterranean Water Scarcity and Drought Working Group (MED WS&D WG). *Mediterranean Water Scarcity and Drought Report*; MED WS&D WG, European Commission: Brussels, Belgium, 2008; Available online: [www.emwis.net/topics/WaterScarcity](http://www.emwis.net/topics/WaterScarcity) (accessed on 30 March 2019).
5. Elimelech, M.; Phillip, W.A. The future of seawater desalination: Energy, technology and the environment. *Science* **2011**, *333*, 712–717. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
6. Martínez-Alvarez, V.; Martín-Gorri, B.; Soto-García, M. Seawater desalination for crop irrigation. A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination* **2016**, *381*, 58–70. [[CrossRef](#)]
7. Aznar Sánchez, J.A.; Belmonte Ureña, L.J.; Valera, D.L. Perceptions and acceptance of desalinated seawater for irrigation: A case study in the nívar district (Southeast Spain). *Water* **2017**, *9*, 408. [[CrossRef](#)]
8. Gao, L.; Yoshikawa, S.; Iseri, Y.; Fujimori, S.; Kanae, S. An economic assessment of the global potential for seawater desalination to 2050. *Water* **2017**, *9*, 763. [[CrossRef](#)]
9. Martínez-Alvarez, V.; González-Ortega, M.J.; Martín-Gorri, B.; Soto-García, M.; Maestre Valero, J.F. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination* **2017**, *364*, 2–16. [[CrossRef](#)]
10. Silber, A.; Israeli, Y.; Elingold, I.; Levi, M.; Levkovitch, I.; Russo, D.; Assouline, S. Irrigation with desalinated water: A step toward increasing water saving and crop yields. *Water Resour. Res.* **2015**, *51*, 450–464. [[CrossRef](#)]
11. Yermiyahu, U.; Tal, A.; Ben-Gal, A.; Bar-Tal, A.; Tarchitzky, J.; Lahav, O. Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science* **2007**, *318*, 920–921. [[CrossRef](#)]
12. Shemer, H.; Semiat, R. Sustainable RO desalination—Energy demand and environmental impact. *Desalination* **2017**, *424*, 10–16. [[CrossRef](#)]
13. Petersen, K.L.; Heck, N.; Reguero, B.G.; Potts, D.; Hovagimian, A.; Paytan, A. Biological and physical effects of brine discharge from the carlsbad desalination plant and implications for future desalination plant constructions. *Water* **2019**, *11*, 208. [[CrossRef](#)]
14. Ben-Gal, A.; Yermiyahu, U.; Cohen, S. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water. *J. Environ. Qual.* **2009**, *38*, 529–535. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
15. Avni, N.; Eben-Chaime, M.; Oron, G. Optimizing desalinated sea water blending with other sources to meet magnesium requirements for potable and irrigation waters. *Water Res.* **2013**, *47*, 2164–2176. [[CrossRef](#)] [[PubMed](#)]
16. Russo, D.; Kurtzman, D. Using desalinated water for irrigation: Its effect on field scale water flow and contaminant transport under cropped conditions. *Water* **2019**, *11*, 687. [[CrossRef](#)]
17. Burn, S.; Hoang, M.; Zarzo, D.; Olewniak, F.; Campos, E.; Bolto, B.; Barron, O. Desalination techniques—A review of the opportunities for desalination in agriculture. *Desalination* **2015**, *364*, 2–16. [[CrossRef](#)]
18. Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España (MAGRAMA). *The water Governance System of Spain*; MAGRAMA: Madrid, Spain, 2015; 31p.
19. Zarzo, D.; Campos, E.; Terrero, P. Spanish experience in desalination for agriculture. *Desalin. Water Treat.* **2013**, *51*, 53–66. [[CrossRef](#)]
20. Maestre-Valero, J.F.; Martínez-Granados, D.; Martínez-Alvarez, V.; Calatrava, J. Socio-economic impact of evaporation losses from reservoirs under past, current and future water availability scenarios in the semi-arid Segura basin. *Water Resour. Manag.* **2013**, *27*, 1411–1426. [[CrossRef](#)]
21. Confederación Hidrográfica de la Cuenca del Segura (CHS). *Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2015–2021*; CHS: Murcia, Spain, 2015.
22. Pellicer-Martínez, F.; Martínez-Paz, J.M. Climate change effects on the hydrology of the headwaters of the Tagus River: Implications for the management of the Tagus-Segura transfer. *Hydrol. Earth Syst. Sci.* **2018**, *22*, 6473–6491. [[CrossRef](#)]
23. Rodríguez-Estrella, T. The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: The Murcia Region and the Segura Basin (South-east Spain) case. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.* **2012**, *9*, 5729–5756. [[CrossRef](#)]
24. Consejería Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT). *Ciclo de Planificación Hidrológica 2015/2021. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas*; CMAOT: Sevilla, Spain, 2015.
25. García-Caparrós, P.; Contreras, J.I.; Baeza, R.; Segura, M.L.; Lao, M.T. Integral management of irrigation water in intensive horticultural systems of almería. *Sustainability* **2017**, *9*, 2271. [[CrossRef](#)]
26. Calatrava, J.; Martínez-Grana, D. El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura. *Econ. Agrar. Recurs. Nat.* **2012**, *12*, 5–32. [[CrossRef](#)]

27. March, H.; Sairí, D.; Rico-Amorós, A.M. The end of scarcity? Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *J. Hydrol.* **2014**, *519*, 2642–2651. [CrossRef]
28. Swyngedouw, E. Into the sea: Desalination as hydro-social fix in Spain. *Ann. Assoc. Am. Geogr.* **2013**, *103*, 261–270. [CrossRef]
29. Desalinated Seawater for Alternative and Sustainable Soilless Crop Production (DESEACROP). Available online: <http://www.deseacrop.eu/> (accessed on 3 March 2019).
30. ACUAMED. El uso del agua marina desalinizada en la agricultura de regadío. In *Adaptive Measures to Mitigate the Shortage of Water for Irrigated Agriculture in Southeastern Spain*, I Jornada Cátedra Trascase y Sostenibilidad Jose Manuel Claver Valderas; Universidad Politécnica de Cartagena: Cartagena, Spain, 2017.
31. ACUAMED. *Informe Anual 2017*; Ministerio para la transición ecológica: Madrid, Spain, 2017; 80p.
32. Maestre-Valero, J.F.; González-Ortega, M.J.; Martínez-Álvarez, V.; Martín-Gorriz, B. The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain. *Water Supply* **2019**, *19*, 1555–1562. [CrossRef]
33. Los Promotores de las Dos Nuevas Desaladoras Reciben Peticiones Para 100 hm<sup>3</sup>. Available online: [www.laverdad.es/murcia/promotores-nuevas-desaladoras-20180218010505-ntvo.html](http://www.laverdad.es/murcia/promotores-nuevas-desaladoras-20180218010505-ntvo.html) (accessed on 3 April 2019).
34. Las Grandes Empresas del Campo de Cartagena se Unen Para Construir Dos Desaladoras. Available online: <https://www.laverdad.es/murcia/grandes-empresas-campo-20171128014131-ntvo.html> (accessed on 3 April 2019).
35. Ghalavand, Y.; Hatamipour, M.S.; Rahimi, A. A review on energy consumption of desalination processes. *Desalin. Water Treat.* **2015**, *54*, 1526–1541. [CrossRef]
36. Martín-Gorriz, B.; Soto-García, M.; Martínez-Álvarez, V. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy* **2014**, *77*, 478–488. [CrossRef]
37. Shaffer, D.L.; Yip, N.Y.; Gilon, J.; Elimelech, M. Seawater desalination for agriculture by integrated forward and reverse osmosis: Improved product water quality for potentially less energy. *J. Membr. Sci.* **2012**, *415*–416, 1–8. [CrossRef]
38. Stillwell, A.S.; Webber, M.E. Predicting the specific energy consumption of reverse osmosis desalination. *Water* **2016**, *8*, 601. [CrossRef]
39. ACUAMED. Producción y uso de aguas desaladas para regadío. In *Working Day on Irrigation Management under Water Scarcity Situation*; Centro Nacional de Tecnología de Regadíos: San Fernando de Henares, Spain, 2016.
40. Al-Karaghoul, A.; Kazmerski, L.L. Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. *Renew. Sustain. Energy Rev.* **2013**, *24*, 343–356. [CrossRef]
41. Bolognesi, A.; Bragalli, C.; Lenzi, C.; Artina, S. Energy Efficiency optimization in water distribution systems. *Procedia Eng.* **2014**, *70*, 181–190. [CrossRef]
42. Zarzo, D.; Prats, D. Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future? *Desalination* **2018**, *427*, 1–9. [CrossRef]
43. Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR). (Bilbao, Spain). Conclusions of the VII Conference of the Spanish Desalination and Reuse Association, 2009.
44. Semiat, R. Energy issues in desalination processes. *Environ. Sci. Technol.* **2008**, *42*, 8193–8201. [CrossRef] [PubMed]
45. Gordon, J.M.; Chua, H.T. Thermodynamic perspective for the specific energy consumption of seawater desalination. *Desalination* **2016**, *386*, 13–18. [CrossRef]
46. Shrivastava, A.; Rosenberg, S.; Peery, M. Energy efficiency breakdown of reverse osmosis and its implications on future innovation roadmap for desalination. *Desalination* **2015**, *368*, 181–192. [CrossRef]
47. Mazlan, N.M.; Peshev, D.; Livingston, A.G. Energy consumption for desalination—A comparison of forward osmosis with reverse osmosis, and the potential for perfect membranes. *Desalination* **2016**, *377*, 138–151. [CrossRef]
48. Peñate, B.; García-Rodríguez, L. Energy optimisation of existing SWRO (seawater reverse osmosis) plants with ERT (energy recovery turbines): Technical and thermoeconomic assessment. *Energy* **2011**, *36*, 613–626. [CrossRef]
49. Swyngedouw, E.; Williams, J. From Spain's hydro-deadlock to the desalination fix. *Water Int.* **2016**, *41*, 54–73. [CrossRef]
50. Del Villar, A. Energy cost of desalination in the A.G.U.A. program. *Investig. Geogr.* **2014**, *62*, 101–112.
51. Ziolkowska, J.R. Is desalination affordable?—Regional cost and price analysis. *Water Resour. Manag.* **2015**, *29*, 1385–1397. [CrossRef]



52. Lapuente, E. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination* **2012**, *300*, 40–45. [\[CrossRef\]](#)
53. Spiritos, E.; Lipchin, C. *Desalination in Israel, Water Policy in Israel: Context, Issues and Options*; Springer: Dordrecht, The Netherlands, 2013.
54. Bar-Tal, A.; Yermiyahu, U.; Ben-Gal, A.; Schwartz, A.; Faingold, I.; Seligmann, R. Optimization of calcium and magnesium concentrations for fertigation of tomato with desalinated water. *Isr. J. Plant Sci.* **2017**, *63*. [\[CrossRef\]](#)



© 2019 by the authors. Licensee MDPI, Basel, Switzerland. This article is an open access article distributed under the terms and conditions of the Creative Commons Attribution (CC BY) license (<http://creativecommons.org/licenses/by/4.0/>).



## Capítulo V. Publicación 3

### V.1. Resumen de la publicación

#### Título

*El papel del agua regenerada en el cultivo de regadío en el sureste de España.*

#### Referencia de la publicación

*Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.); Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.) ; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.). The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain. Water Science and Technology-Water Supply. Volumen: 19 Número: 5 Páginas: 1555-1562 DOI: 10.2166/ws.2019.024. Fecha de publicación: AUG 2019.*

#### 1. Introducción

El sureste de España es una de las áreas con mayores niveles de escasez de agua de toda Europa. A pesar de ello, la demanda de agua para el regadío ha aumentado en las últimas décadas, de forma conjunta a que los efectos del cambio climático, lo que ha llevado a la región a un mayor estrés hídrico. En este contexto, los trasvases de cuencas interiores, por asignación obligatoria han dado lugar a importantes conflictos entre usuarios, más agravados si cabe con una sequía generalizar en España. Dadas estas circunstancias, los agricultores de la región han ido completando el déficit hídrico, con fuentes de agua convencional, y no convencional como son las aguas regeneradas (AR). (Maestre-Valero et al, 2016).

El uso de AR en la agricultura ha ido ganando peso en las últimas décadas. La Región de Murcia ha sido y es una de las principales zonas de España en poner el valor la regeneración de aguas residuales para uso en agricultura, donde el 100% del AR (110 hm<sup>3</sup>) que se produce se aplica en un 90% a agricultura, y el resto para usos ambientales (CHS, 2015). A pesar de todo esto, el AR se ha llegado a ver como una fuente de agua de “peor categoría”, por las posibles altas concentraciones de sal y los posibles efectos no deseados sobre suelo y planta (Ayers y Westcot, 1985), además de los virus y otros

patógenos, que podrían contener, con los problemas de salud que potencialmente podrían producir (Parsons et al, 1995).

Sin embargo, está demostrado que bajo condiciones de buena gestión el agua regenerada tiene gran potencial para llegar a ser una fuente de agua para regadío valorable, primero porque está libre de carga, ya que el que contamina paga, y por otro lado los altos niveles de materia orgánica y nutrientes, que son esenciales para las plantas, puede reducir el ratio de aplicación de fertilizante, con su consecuente ahorro en coste económico y energía (Maestre-Valero et al. 2016; Nicolás et al. 2016).

En las siguientes secciones del artículo, se analiza la producción de agua regenerada en la región de Murcia, considerando dos de los cultivos locales más representativos del sureste de España, como son el limonero y la lechuga. Se analiza el papel que juega esta fuente de agua con respecto a los nutrientes esenciales ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ ) de 13 EDAR localizadas en varias zonas regables. También se analizará el efecto fitotóxico de elementos como el  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ , así como la salinidad aportada a los cultivos y al suelo, junto con su análisis microbiológico. Finalmente se dan en el artículo una serie de recomendación de buenas prácticas para el uso sostenible del agua regenerada en regadío.

## **2. Materiales y métodos.**

### *2.1 Legislación y escenarios en la calidad del agua.*

La reutilización de agua residual, su regeneración para uso en regadío debe estar fundamentada en una serie de indicadores específicos físicos, químicos y microbiológicos, para poder hacer uso de esta con unas garantías de seguridad. En España estos indicadores están regulados por el Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas, con más una década desde su entrada en vigor. En la Unión Europea, hay propuesta de Reglamento del Parlamento Europeo y del Consejo relativo a los requisitos mínimos para la reutilización del agua COM (2018) 337.

Se han analizado dos tipos de escenarios de mezcla, escenarios que han sido indicados por los propios agricultores, con lo que se adapta bastante a la realidad:

- 20% del agua regenerada mezclada con 80% de agua del trasvase Tajo–Segura. (Situación más habitual en la región de Murcia).

- 100% del agua regenerada sin mezcla, situación que puede llegar a darse en caso de extrema sequía.

## 2.2 Gestión de la información.

En la primera parte del artículo se han documentado los requerimientos nutricionales (N, P, K<sub>2</sub>O, CaO y MgO) para los cultivos seleccionados (limonero y lechuga) (Benavente-García y López-Marín 2003; Soria-Alfonso 2008). Los requerimientos de nutrientes esenciales expresados en porcentajes se han calculado en base a los nutrientes intrínsecos de cada tipo de agua escenario: 100% de agua regenerada o 20% de agua regenerada para las 13 EDAR seleccionadas. Los elementos fitotóxicos Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup> y B<sup>3+</sup>, se han analizado para todas las depuradoras, comparándolos con umbrales máximos permitidos para los cítricos. Asimismo, se ha calculado el RAS así como su relación con la conductividad eléctrica, determinado el potencial de sodificación del suelo provocado por el tipo de agua (Ayers y Westcot et al., 1985). La tolerancia a la salinidad es muy representativa en cultivos de riego del Mediterráneo, como son la lechuga, el melón, el pepino, tomate o naranja, por lo que también se ha analizado la relación lineal con la reducción del rendimiento de cultivos (Maas y Hoffman et al., 1977). Finalmente, se ha hecho una comparativa de varios indicadores de la calidad del agua con sus valores umbrales. Estos indicadores de la calidad del agua son: huevos de helmitos, *Escherichia coli*, sólidos en suspensión (ppm) y turbidez (NTU). Los datos de los resultados físicos, químicos y microbiológicos de los producidos por el agua regenerada de las EDAR seleccionadas son datos oficiales cedidos para la investigación por la Entidad de Saneamiento y depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia para el año 2016. Para cada valor se han seleccionado valores medio para 12 meses en 2016.

## **3. Resultados y discusión.**

### *3.1 La producción de agua regenerada en la Región de Murcia*

En 2016 la producción de agua regenerada en las EDAR localizadas en la Región de Murcia alcanza una producción de 110 hm<sup>3</sup>. Lo que supone el 100% del agua reutilizada para la agricultura de regadío. La distribución de las diferentes EDAR es variable, agrupadas en zonas regables.

La mayor parte de estas EDAR (88/92) producen menos de 4hm<sup>3</sup>/año, y solo tres EDAR producen más de esta cantidad, las cuales están localizadas en las zonas de mayor población, como son las instalaciones de Cartagena (7,7 hm<sup>3</sup>/año), Molina de

Segura (5,1 hm<sup>3</sup>/año) y Murcia Este (35,7 hm<sup>3</sup>/año). Para este estudio se han analizado el agua regenerada de 13 depuradoras de aguas residuales: (1) Mazarrón, (2) La Unión, (3) Roldán, (4) Librilla, (5) Torre Pacheco, (6) Alhama de Murcia, (7) Puerto Lumbreras, (8) Fuente Álamo, (9) Totana, (10) San Pedro de Pinatar, (11) San Javier, (12) Los Alcázares y (13) Urb. Mar Menor.

### *3.2 El papel de los nutrientes esenciales en el agua regenerada.*

Para la aplicación de agua regenerada en el riego agrícola hay que realizar un análisis de caracterización previa para poder realizar programas de fertirrigación teniendo en cuenta los aportes de este tipo de agua.

En el primer caso se analizan las necesidades nutricionales de un cultivo adulto de limonero en la Región de Murcia (Soria-Alfonso et al., 2008), y se le aplican los dos escenarios de mezclas antes descritos.

Escenario 1: abastecimiento con 100% de agua regenerada, dependiendo de la EDAR analizada, dichos aportes proporcionan:

- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre el 0,8 al 94,5%
- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> entre el 3,4 al 24,8%
- K<sup>+</sup> 100%
- Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> 100%

Escenario 2: abastecimiento con 20% de agua regenerada, dependiendo de la EDAR analizada, dichos aportes proporcionan:

- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> entre el 3,4 al 22,2%
- PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> entre el 1,8 al 6,0%
- K<sup>+</sup> 64,9%
- Ca<sup>2+</sup> y Mg<sup>2+</sup> 100%

En un segundo caso, se evalúan las necesidades nutricionales del cultivo de una lechuga de ciclo 90 días en la Región de Murcia (Benavente-García y López Marín et al., 2003):

Escenario 1: abastecimiento con 100% de agua regenerada, dependiendo de la EDAR analizada, dichos aportes proporcionan:

- $\text{NO}_3^-$  entre el 0,4 al 43,7%
- $\text{PO}_4^{3-}$  entre el 1,0 al 7,4%
- $\text{K}^+$  22,1 al 45,1%
- $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  100%

Escenario 2: abastecimiento con 20% de agua regenerada, dependiendo de la EDAR analizada, dichos aportes proporcionan:

- $\text{NO}_3^-$  entre el 1,6 al 10,3%
- $\text{PO}_4^{3-}$  entre el 0,5 al 1,8%
- $\text{K}^+$  entre 7,7 al 12,2%
- $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  100%

Estos resultados ponen de manifiesto que considerando la aportación fertilizante de las aguas regenerada en los programas de fertirrigación, podría tener un impacto económico significativo para gran variedad de cultivos y sistemas de explotación (Nicolás et al., 2016). Para evaluar esta hipótesis se analiza teniendo en cuenta tres condicionantes:

- i) Condición 1. Agua regenerada producida en la EDAR de Torre Pacheco, la cual es desde un punto agronómico, fuente de agua exclusiva para uso en regadío (sería el ejemplo del 100% de agua regenerada para el riego)
- ii) Condición 2. Precios del agua del trasvase Tajo-Segura y Agua Regenerada, de acuerdo con los precios de Maestre-Valero et al., 2016.
- iii) Condición 3. Precio de los fertilizantes.

Para el caso del cultivo del limonero, los ahorros producidos los dos escenarios serían:

- Escenario 1: Riego con AR 100%. Cultivo del limonero. Supondría un ahorro potencial de 1471 € (1.291 € agua + 180 € fertilizantes).

- Escenario 2: Riego con AR 20% y agua de trasvase T-S 80% Cultivo del limonero. Supondría un ahorro potencial de 2423 € (1477 € agua + 946 € fertilizantes)

Para el caso del cultivo herbáceo analizado, los ahorros producidos en un cultivo de la lechuga para los dos escenarios serían:

- Escenario 1: Riego con AR 100%. Cultivo de lechuga. Supondría un ahorro potencial de 382 € (311 € agua + 71 € fertilizantes).
- Escenario 2: Riego con AR 20% y agua de trasvase T-S 80%. Cultivo de lechuga. Supondría un ahorro potencial de 1194 € (357 € agua + 837 € fertilizantes)

### 3.3 Elementos fitotóxicos en el agua regenerada.

En las aguas regeneradas se han determinado altas concentraciones de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$  que pueden llegar a provocar problemas en suelos derivados tanto por su acumulación como por causas específicas en procesos metabólicos y en los tejidos, pudiendo llegar a provocar mermas en las cosechas. Es ampliamente conocido los efectos provocados por la acumulación de estos iones, los cuales al superar los umbrales tolerables terminan dando problemas de fitotoxicidad (Martínez-Álvarez et al., 2017). Por ejemplo, en el caso de los cítricos las concentraciones máximas umbrales de  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$  en agua para riego son 115 mg/L, 350 mg/L y 0,5 mg/L (Grattan et al., 2015). De todas las trece EDAR analizadas en el artículo, en el caso del escenario 1 (riego con el 100% de AR) tan sólo la EDAR de Librilla está por debajo de las concentraciones máximas de  $\text{Na}^+$ , seis EDAR están por debajo de las concentraciones de  $\text{Cl}^-$ , y sólo cinco están por debajo de las concentraciones máximas de  $\text{B}^{3+}$ .

En el caso del escenario 2, realizando un riego con 20% de agua regenerada y 80% del agua de trasvase T-S, siete instalaciones el agua de riego aportan concentraciones por debajo de las requeridas para el  $\text{Na}^+$ , doce EDAR están dando valores por debajo de los umbrales de  $\text{Cl}^-$ , y todas dan valores por debajo del máximo aceptable para el  $\text{B}^{3+}$ .

Estos resultados sirven para aseverar, que pequeñas explotaciones agrícolas, donde es práctica habitual la mezcla con otras fuentes de agua (superficiales o desalinizadas) se mitigan los riesgos asociados de usar agua regenerada y provocar problemas de fitotoxicidad (sería un claro ejemplo de escenario 2).

Además de la fitotoxicidad directa, el alto contenido de  $\text{Na}^+$  del agua regenerada puede producir daños importantes en la estructura física del suelo, y por tanto, de manera indirecta terminarían afectando a la producción de la cosecha. La sodificación del suelo genera una dispersión de las arcillas, lo que conduce a una pérdida de las propiedades estructurales del suelo, impermeabilización de estos, reduciéndose la conductividad hidráulica, problemas derivados de erosión, compactación y descenso de aireación de la zona edáfica, terminando por afectar al cultivo (Muyen et al. 2011). La evaluación del potencial problema de sodificación del suelo se realiza mediante el RAS y la conductividad eléctrica (CE) del agua de riego. La mayor cantidad de agua regenerada producida en las EDAR de estudio muestran unos elevados valores de  $\text{Na}^+$  y RAS. Sin embargo, debido a la alta CE, solo tres EDAR (Mazarrón, La Unión y Roldan) muestran de leve a moderado riesgo de sodificación. En estos casos, el riego con este tipo de agua podría afectar a la tasa de filtración del suelo y obstaculizar el drenaje, reduciendo el flujo de oxígeno con la atmósfera

En un escenario 2 de reutilización del 20% del agua regenerada, con la mezcla con agua de trasvase, la aplicación de esta mezcla no muestra riesgo a medio largo plazo de efectos dañinos por sodificación, debido a la baja CE y SAR, en ninguno de los casos de las EDAR analizadas.

Además, analizando la tolerancia a la salinidad de los cultivos, es decir, viendo su relación lineal entre la cosecha y la salinidad del suelo, se puede verificar los valores umbrales. Considerando el escenario 1 (100% agua regenerada) con las 13 EDAR analizadas, 5 exceden la CE de 3,5 dS/m la cual podría hacer no viable el riego directo con esta agua. Sin embargo, en el escenario 2, con la mezcla al 20% del agua regenerada, las conductividades eléctricas caerían por debajo de 2 dS/m y por tanto, la pérdida de cosecha por este factor sería mínima.

### *3.4 Contenido microbiológico en el agua regenerada.*

Los efluentes analizados de las 13 EDAR indican que cumplen con todos los requerimientos mínimos establecidos en la calidad del agua 2.3 (usos agrícolas, riego localizado para cultivos leñosos) del Real Decreto 1620/2007 además de las clases B y C indicada en la propuesta de Reglamento COM 2018 337. Asimismo, todos los efluentes también cumplen para los requerimientos mínimos para el tipo de agua 2.1 (usos agrícolas, riego localizado para cultivo no leñoso, más restrictivo) del Real Decreto 1620/2007. Sin embargo, analizando la propuesta europea de Reglamento COM 2018 337, los umbrales solo 9 de las 13 EDAR analizadas, podrían tener clasificación del

agua Clase A para E. coli, y en el caso del escenario con la mezcla al 20% de agua regenerada, la mayor parte de las instalaciones cumplirían los límites para este indicador microbiológico (E. coli).

#### **4. Conclusiones.**

Las altas concentraciones de algunos nutrientes esenciales en las aguas regeneradas, como son  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , han evidenciado que la fertirrigación con programas donde se incluya el agua regenerada producen ahorros operacionales en las explotaciones. Hay que mostrar especial atención a ciertos iones que pueden provocar fitotoxicidad, tanto por acumulación en los tejidos de las plantas, como por problemas derivados de la destrucción de la estructura del suelo, como son  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ . Una mala planificación de estos compuestos puede dar lugar a pérdidas importantes de cosecha, por lo que se deben hacer controles periódicos tanto en suelo como en hoja para llevar un control de los mismo. En las 13 EDAR seleccionadas todos los efluentes o agua producto cumplen los requerimientos más exigentes para el riego agrícola según el RD1620/2007, así como para la propuesta de Reglamento Europeo COM 2018 337.

El estudio evidencia como el agua regenerada puede aportar también un efecto beneficioso a la hora de reducir la presión sobre otros recursos hídricos tradicionales, al menos en un 20% como es el caso del escenario 2. Se ha comprobado que el agua regenerada es tan eficiente a la hora de incluirla en las planificaciones de gestión del riego, como cualquier otra fuente agua. A la hora de incluirla en la planificación hay que tener en cuenta sus características especiales, sobre todo por lo que aportan desde el punto de vista nutricional de los cultivos. Igualmente, sus beneficios se ven potenciados cuando se mezclan con otras fuentes de agua tradicionales. Para gestionar estas especiales características, se debe seguir la estrategia de realizar monitorización de suelos y planta, no sólo para el control agronómico en si mismo (problemas de suelo y bioacumulación), sino para evitar también problemas derivados de la seguridad alimentaria.



## V.2. Copia de la publicación

1555

© IWA Publishing 2019 | Water Supply | 19.5 | 2019

### The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain

J. F. Maestre-Valero, M. J. González-Ortega, V. Martínez-Álvarez  
and B. Martín-Gorriz

#### ABSTRACT

Water shortages have led to measures such as the implementation of reclaimed water (RW) for irrigation in order to sustain agriculture. Waste water requires treatment to become a safe water resource for irrigation. This paper presents an analytical study on the use of RW for irrigation in the southeast of Spain, identifying its strengths and current limitations. It includes official data from 13 waste water treatment plants (WWTPs) belonging to two coastal irrigation districts in the Region of Murcia. The content of essential nutrients in some RWs might allow them to supply a large fraction of the fertilizers required by the crops, thus saving energy and reducing the cost of fertilization. However, the accumulation of chloride, sodium, and boron could damage soils and cause phytotoxicity to crops in the mid-term, reducing yields. Microbiological pollutants in the RW could also endanger human health and hence waste water treatment is required. In the selected WWTPs, all effluents met the minimum requirements established in Water Quality 2.3 by the Royal Decree 1620/2007 and also with the European Classes B and C proposed by COM[2018] 337. Blending RW and other water resources of better quality is recommended for the sustainable use of RW for irrigation.

**Key words** | energy savings, fertigation, legal framework, phytotoxic elements, water blending

J. F. Maestre-Valero (corresponding author)  
M. J. González-Ortega  
V. Martínez-Álvarez  
B. Martín-Gorriz  
Escuela Técnica Superior de Ingeniería  
Agronómica,  
Universidad Politécnica de Cartagena,  
Paseo Alfonso XIII, 48 30203 Cartagena,  
Spain  
E-mail: josef.maestre@upct.es

#### INTRODUCTION

The southeast of Spain is one of the areas with the highest levels of water scarcity in Europe. The important increase in agricultural water demand throughout recent decades together with severe climate change effects have led to a persistent water deficit in the region. In this context, the compulsory allocation of water creates significant conflicts between aggravated users during the periodic droughts. Thus, farmers have complemented their share of conventional water resources from other non-conventional sources, such as reclaimed waters (RW), in order to continue with their agricultural practices (Maestre-Valero *et al.* 2016).

The use of RW in agriculture has gained importance throughout recent decades. Convincing proof of this is the

Region of Murcia, located in the southeast of Spain, where 100% of the RW produced in its 92 waste water treatment plants (WWTPs; 110 hm<sup>3</sup>) is intended for irrigation and restores about 10% of the annual renewable resources (CHS 2015). In spite of this, RW may have been negatively viewed as a product commonly requiring disposal, as it may contain high concentrations of salt, leading to undesirable effects on soils and plants (Ayers & Westcot 1985) and viruses and other pathogens that can pose a potential health threat to the user (Parsons *et al.* 1995). Therefore, waste water treatment prior to its use for irrigation (Ongley 1996) and harmonizing of more specific chemical and microbiological legal controls (Royal Decree 1620/2007; COM[2018] 337) are required.

doi: 10.2166/ws.2019.024

However, it has been demonstrated that, under appropriate management, RW has great potential to become a valuable irrigation water source as (i) it is free-of-charge when the ‘polluter pays’ policy is implemented and (ii) it contains high levels of organic matter and nutrients which are essential for plant growth and might reduce fertilizer application rates with the associated energy and cost reduction (Maestre-Valero *et al.* 2016; Nicolás *et al.* 2016).

In the following sections, we analyze RW production in the Region of Murcia. In addition, considering two representative crops located in two coastal irrigation districts in southeastern Spain (lemon and lettuce crops), the role of the intrinsic essential nutrients ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$ ) of 13 WWTPs located in those districts and their contribution to the mineral nutrition were analyzed. The effect of the phytotoxic elements ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ , and  $\text{B}^{3+}$ ) and the salinity in the RW on the crops and the soil and the microbiological constraints associated with the use of RW for irrigation were also studied. Finally, some management recommendations for the sustainable use of RW for irrigation have been made throughout the manuscript.

## MATERIALS AND METHODS

### Legal regulations and water quality scenarios

The reutilization of RW must meet with some specific physical, chemical and microbiological indicators before being safely used for irrigation. In Spain, such indicators are regulated in the Royal Decree 1620/2007. At EU level, there is a proposal for minimum quality requirements for water reuse in agricultural irrigation and aquifer recharge (COM [2018] 337).

Based on the farmers’ mix of RW with other water resources, two water blending scenarios have been selected for the analyses: (i) 20% of RW mixed with 80% of transfer water through the Tajo-Segura aqueduct (TS) water (20% RW treatment), which may represent a common situation in some areas of the Region of Murcia; and (ii) 100% of RW (100% RW treatment), which may represent a situation of extreme water scarcity in the region.

### Data processing

First of all, nutrient requirements (N, P,  $\text{K}_2\text{O}$ , CaO and MgO) for the selected crops (lemon and lettuce), have

been documented (Benavente-García & López-Marín 2003; Soria-Alfonso 2008). Then, the percentages of essential nutrient satisfaction have been calculated based on the intrinsic nutrients at each water availability scenario: 100% RW or 20% RW, for the 13 WWTPs selected. The phytotoxic elements ( $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  and  $\text{B}^{3+}$ ) in the selected waters have been identified and have been compared with the maximum citrus thresholds for toxicity. In addition, the sodium adsorption ratio (SAR) has been calculated and its relation to the electrical conductivity (EC) has been analyzed to determine the soil sodification potential (Ayers & Westcot 1985). Salt tolerance of the most representative Mediterranean irrigated crops, i.e. lettuce, melon, pepper, tomato and orange, has also been analyzed based on its linear relation with yield reduction (Maas & Hoffman 1977). Finally, microbiology has been evaluated by comparison of helminth eggs, *Escherichia coli*, suspended solids and turbidity and the thresholds proposed in the Royal Decree 1620/2007 and COM [2018] 337. Data for the physical, chemical and microbiological examination of the RW produced at the selected WWTPs are official data provided by the ‘Entidad de Saneamiento y Depuración de Aguas Residuales de la Región de Murcia, ESAMUR’ for the year 2016. For each parameter, the mean value for the 12 months in 2016 is presented in this study.

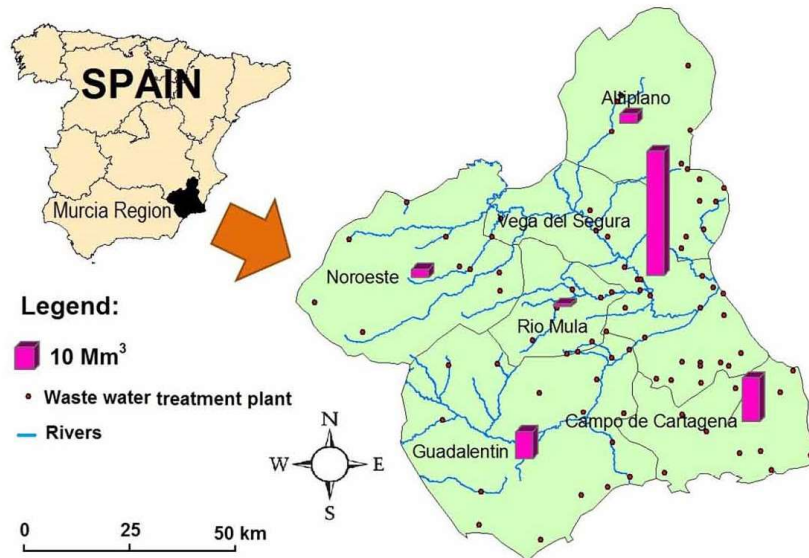
## RESULTS AND DISCUSSION

### Reclaimed water production in the Region of Murcia

In 2016, RW production in the WWTPs located in the Region of Murcia reached  $110 \text{ hm}^3$ . It is of note that 100% of the RW produced was reused for crop irrigation. The distribution of the different WWTPs and their RW productions in the Region of Murcia, grouped by agricultural districts, are shown in Figure 1.

Most of the WWTPs (88 out of 92) produced less than  $4 \text{ hm}^3/\text{year}$  and only three WWTPs produced more than that value; as expected, they were located in large population urban centers such as Cartagena ( $7.7 \text{ hm}^3/\text{year}$ ), Molina de Segura ( $5.1 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) and Murcia East ( $35.7 \text{ hm}^3/\text{year}$ ) (Figure 1).





**Figure 1** | Reclaimed water production for all the extant waste water treatment plants in the Region of Murcia (southeast of Spain) grouped by agricultural districts. Dashed dots represent the 13 selected waste water treatment plants belonging to two coastal irrigation districts in the Region of Murcia.

### The role of the essential nutrients in the reclaimed water

Considering the intrinsic essential nutrients of the RW in the fertigation programs is an important task but it is even more relevant to know the final composition of the mix before programming fertigation. In this sense, taking into account the nutrient requirements for an adult lemon crop in the Region of Murcia (Soria-Alfonso 2008), irrigation with 100% RW could supply, depending on the WWTP, between 0.8% and 94.5% of  $\text{NO}_3^-$ , 3.4% and 24.8% of  $\text{PO}_4^{3-}$ , and all  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  requirements (Table 1). Under the 20% RW scenario, such values would range between 3.4% and 22.2% of  $\text{NO}_3^-$ , 1.8% and 6.0% of  $\text{PO}_4^{3-}$ , 40.8% and 64.9% of  $\text{K}^+$  and all  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  requirements (Table 1).

Considering the nutrient requirements of a typical 90-day lettuce cycle in the Region of Murcia (Benavente-García & López-Marín 2003), irrigation with 100% RW could supply, depending on the WWTP, between 0.4% and 43.7% of  $\text{NO}_3^-$ , 1.0% and 7.4% of  $\text{PO}_4^{3-}$ , 22.1% and 45.1% of  $\text{K}^+$  and all  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  requirements

(Table 2). Under the 20% RW scenario, such values would range between 1.6% and 10.3% of  $\text{NO}_3^-$ , 0.5% and 1.8% of  $\text{PO}_4^{3-}$ , 7.7% and 12.2% of  $\text{K}^+$  and all  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  requirements (Table 2).

These results manifest that considering the extant nutrients of the RW in the fertigation programs may have a significant impact on the economic cost of a great variety of farm systems (Nicolás *et al.* 2016). For instance, considering (i) the reclaimed water produced in the WWTP of Torre Pacheco, which is, from an agronomic point of view, absolutely valid for irrigation by itself, i.e. 100% RW scenario (Figure 2), (ii) the Tajo-Segura and RW prices according to Maestre-Valero *et al.* (2016) and (iii) the price of the fertilizers, the irrigation of lemon under the 100% RW scenario might allow an economic saving of 1,471 € (1,291 € in water and 180 € in fertilizer) compared with the 20% RW scenario (total cost of 2,423 € = 1,477 € in water and 946 € in fertilizers). In the case of lettuce, those economic savings might be of 382 € (311 € in water and 71 € in fertilizer) compared with the 20% RW scenario (total cost of 1,194 € = 357 € in water and 837 € in fertilizers).

**Table 1** | Percentages of essential nutrient satisfaction for an adult lemon crop for the reclaimed water supplied by the 13 coastal waste water treatment plants selected in the Region of Murcia considering the 100% RW and the 20% RW scenarios

Waste water treatment plants	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		K <sup>+</sup>		Ca <sup>2+</sup>		Mg <sup>2+</sup>	
	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW
1 Mazarrón	5.6 ± 3.2	4.4 ± 1.9	5.6 ± 1.8	2.2 ± 1.2	224.5 ± 54.4	62.3 ± 27.2	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
2 La Unión	3.2 ± 0.8	3.9 ± 1.7	4.2 ± 2.8	2.0 ± 1.0	160.6 ± 12.6	49.2 ± 8.4	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
3 Roldán	8.1 ± 2.3	4.9 ± 2.1	4.0 ± 3.8	2.0 ± 1.2	155.9 ± 19.4	48.1 ± 9.4	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
4 Librilla	3.0 ± 1.8	3.9 ± 1.1	7.8 ± 1.0	2.6 ± 1.4	147.0 ± 23.5	46.6 ± 11.0	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
5 Torre Pacheco	7.3 ± 2.2	4.7 ± 0.9	3.4 ± 2.0	1.8 ± 2.0	163.3 ± 18.8	49.7 ± 12.0	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
6 Alhama Murcia	1.2 ± 0.2	3.5 ± 0.7	10.8 ± 8.0	3.2 ± 1.8	130.8 ± 17.8	43.4 ± 9.9	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
7 Puerto Lumbreras	0.8 ± 0.6	3.4 ± 1.1	24.8 ± 8.4	6.0 ± 2.4	150.7 ± 29.8	47.1 ± 9.4	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
8 Fuente Álamo	7.6 ± 5.3	4.8 ± 1.0	10.0 ± 4.8	3.2 ± 2.2	152.3 ± 19.4	47.6 ± 9.9	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
9 Totana	1.5 ± 0.6	3.5 ± 0.6	11.8 ± 4.8	3.4 ± 2.6	166.9 ± 48.7	50.8 ± 12.0	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
10 San P. Pinatar	11.8 ± 4.7	5.7 ± 1.9	7.8 ± 1.0	2.6 ± 2.2	175.8 ± 37.7	52.3 ± 16.2	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
11 San Javier	17.8 ± 8.0	6.9 ± 2.9	7.2 ± 3.2	2.6 ± 1.8	239.1 ± 35.1	64.9 ± 22.0	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
12 Los Alcazares	4.9 ± 2.8	4.3 ± 1.9	9.6 ± 2.8	3.0 ± 1.6	170.1 ± 17.8	51.3 ± 18.3	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
13 Mar Menor	94.5 ± 37.4	22.2 ± 9.8	8.6 ± 1.8	2.8 ± 2.2	117.2 ± 16.7	40.8 ± 14.7	≥ 100	≥ 100	≥ 100	≥ 100
Maximum	94.5 ± 37.4	22.2 ± 9.8	24.8 ± 8.4	6.0 ± 2.4	239.1 ± 35.1	64.9 ± 22.0	-	-	-	-
Minimum	0.8 ± 0.6	3.4 ± 1.1	3.4 ± 2.0	1.8 ± 2.0	117.2 ± 16.7	40.8 ± 14.7	-	-	-	-
Average	12.9 ± 24.9	5.8 ± 4.9	8.9 ± 5.5	2.9 ± 1.1	165.7 ± 33.4	50.3 ± 6.7	-	-	-	-

The following nutrient requirements have been considered: N = 190 kg/ha, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 64 kg/ha and K<sub>2</sub>O = 137 kg/ha, CaO = 17 kg/ha and MgO = 10 kg/ha (equivalent to NO<sub>3</sub> = 108 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 50 mg/L, K<sup>+</sup> = 19 mg/L, Ca<sup>2+</sup> = 2 mg/L and Mg<sup>2+</sup> = 1.2 mg/L for an irrigation of 6,000 m<sup>3</sup>/ha) (Soria-Alfonso 2008).

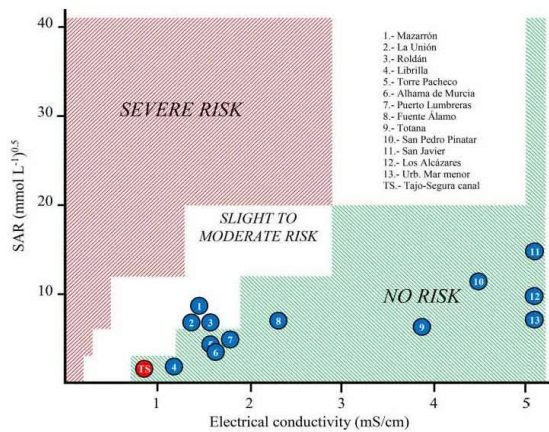
\* > means much higher than 100%.

**Table 2** | Percentages of essential nutrient satisfaction for an iceberg lettuce crop for the reclaimed water supplied by the 13 coastal waste water treatment plants selected in the Region of Murcia considering the 100% RW and the 20% RW scenarios

Waste water treatment plants	NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		PO <sub>4</sub> <sup>3-</sup>		K <sup>+</sup>		Ca <sup>2+</sup>	
	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW
1 Mazarrón	2.6 ± 1.5	2.0 ± 0.9	1.7 ± 0.5	0.7 ± 0.4	42.3 ± 10.3	11.7 ± 5.1	≥*100	≥100
2 La Unión	1.5 ± 0.4	1.8 ± 0.8	1.3 ± 0.8	0.6 ± 0.3	30.3 ± 2.4	9.3 ± 1.6	≥100	≥100
3 Roldán	3.7 ± 1.1	2.3 ± 1.0	1.2 ± 1.1	0.6 ± 0.4	29.4 ± 3.6	9.1 ± 1.8	≥100	≥100
4 Librilla	1.4 ± 0.8	1.8 ± 0.5	2.3 ± 0.3	0.8 ± 0.4	27.7 ± 4.4	8.8 ± 2.1	≥100	≥100
5 Torre Pacheco	3.4 ± 1.0	2.2 ± 0.4	1.0 ± 0.6	0.5 ± 0.6	30.8 ± 3.6	9.4 ± 2.3	≥100	≥100
6 Alhama Murcia	0.6 ± 0.1	1.6 ± 0.3	3.2 ± 2.4	1.0 ± 0.5	24.7 ± 3.4	8.2 ± 1.9	≥100	≥100
7 Puerto Lumbreras	0.4 ± 0.3	1.6 ± 0.5	7.4 ± 2.5	1.8 ± 0.7	28.4 ± 5.6	8.9 ± 1.8	≥100	≥100
8 Fuente Álamo	3.5 ± 2.4	2.2 ± 0.5	3.0 ± 1.4	0.9 ± 0.7	28.7 ± 3.6	9.0 ± 1.9	≥100	≥100
9 Totana	0.7 ± 0.3	1.6 ± 0.3	3.5 ± 1.4	1.0 ± 0.8	31.5 ± 9.2	9.6 ± 2.3	≥100	≥100
10 San P. Pinatar	5.4 ± 2.2	2.6 ± 0.9	2.3 ± 0.3	0.8 ± 0.7	33.1 ± 7.1	9.9 ± 3.1	≥100	≥100
11 San Javier	8.2 ± 3.7	3.2 ± 1.3	2.2 ± 1.0	0.8 ± 0.5	45.1 ± 6.6	12.2 ± 4.1	≥100	≥100
12 Los Alcázares	2.3 ± 1.3	2.0 ± 0.9	2.9 ± 0.8	0.9 ± 0.5	32.1 ± 3.4	9.7 ± 3.5	≥100	≥100
13 Mar Menor	43.7 ± 17.3	10.3 ± 4.5	2.6 ± 0.5	0.8 ± 0.7	22.1 ± 3.2	7.7 ± 2.8	≥100	≥100
Maximum	43.7 ± 17.3	10.3 ± 4.5	7.4 ± 2.5	1.8 ± 0.7	45.1 ± 6.6	12.2 ± 4.1	–	–
Minimum	0.4 ± 0.3	1.6 ± 0.5	1.0 ± 0.6	0.5 ± 0.6	22.1 ± 3.2	7.7 ± 2.8	–	–
Average	6.0 ± 11.6	2.7 ± 2.3	2.7 ± 1.6	0.9 ± 0.3	31.2 ± 6.3	9.5 ± 1.3	–	–

The following nutrient requirements have been considered: N = 75 kg/ha, P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> = 50 kg/ha and K<sub>2</sub>O = 175 kg/ha and CaO = 23 kg/ha (equivalent to NO<sub>3</sub> = 233 mg/L, PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> = 167 mg/L, K<sup>+</sup> = 101 mg/L and Ca<sup>2+</sup> = 12 mg/L for an irrigation of 2,450 m<sup>3</sup>/ha) (Benavente-García & López-Marín 2003).

\*≥ means much higher than 100%.



**Figure 2** | Mid-long term soil sodicity potential risk, evaluated using the sodium adsorption ratio (SAR) and the electrical conductivity (EC) of irrigation water under the 100% RW scenario. Blue dots represent the mean values for RW supplied by the 13 coastal waste water treatment plants selected. The red dot represents the Tajo-Segura transfer. Please refer to the online version of this paper to see this figure in colour: <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.024>.

### Phytotoxic elements in the reclaimed water

The high concentration of Cl<sup>-</sup>, Na<sup>+</sup>, and B<sup>3+</sup> in RW exposes soils and crops to their accumulation and causes specific injury to metabolic processes and tissues, thus reducing yields. The effects caused by the accumulation of these phytotoxic elements and their maximum thresholds are extensively reported in Martínez-Alvarez *et al.* (2017). For example, in the case of citrus, the maximum accepted concentrations of Na<sup>+</sup>, Cl<sup>-</sup>, and B<sup>3+</sup> in irrigation water are about 115 mg/L, 350 mg/L and 0.5 mg/L, respectively (Grattan *et al.* 2015). As shown in Table 3, considering citrus trees under the 100% RW scenario, from the 13 selected WWTPs, only Librilla WWTP was below the Na<sup>+</sup> accepted maximum concentration, six WWTPs were below the Cl<sup>-</sup> accepted maximum concentration and five WWTPs were below the B<sup>3+</sup> accepted maximum concentration. In the case of the 20% RW scenario, seven



**Table 3** | Phytotoxic elements (mg/L) of the reclaimed water supplied by the 13 coastal waste water treatment plants selected in the Region of Murcia considering the 100% RW and the 20% RW scenarios

Waste water treatment plants	Cl <sup>-</sup>		Na <sup>+</sup>		B <sup>3+</sup>	
	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW	100% RW	20% RW
1 Mazarrón	763.7	214.0	434.9	129.1	0.35	0.13
2 La Unión	248.5	111.0	176.6	77.5	0.70	0.20
3 Roldán	274.2	116.1	197.1	81.6	0.69	0.20
4 Librilla	114.4	84.2	90.8	60.3	0.06	0.08
5 Torre Pacheco	320.3	125.3	207.6	83.7	0.61	0.19
6 Alhama Murcia	223.2	105.9	162.2	74.6	0.19	0.10
7 Puerto Lumbreras	223.5	106.0	177.7	77.7	0.16	0.10
8 Fuente Álamo	394.7	140.2	287.7	99.7	0.26	0.12
9 Totana	714.1	204.1	434.6	129.1	0.71	0.21
10 San P. Pinatar	1,115.4	284.4	694.5	181.1	1.24	0.31
11 San Javier	1,817.5	424.8	1,067.2	255.6	1.24	0.31
12 Los Alcazares	1,198.2	300.9	719.8	186.1	1.33	0.33
13 Mar Menor	1,031.4	267.6	621.6	166.5	1.53	0.37
TS Tajo-Segura*	76.6	76.6	52.7	52.7	0.08	0.08
Maximum	1,817.5	424.8	1,067.2	255.6	1.5	0.4
Minimum	114.4	84.2	90.8	60.3	0.1	0.1
Average	649.2	191.1	405.6	123.3	0.7	0.2

\*Mean value during 2011–2013.

WWTPs were below the Na<sup>+</sup> accepted maximum concentration, 12 WWTPs were below the Cl<sup>-</sup> accepted maximum concentration and all WWTPs were below the accepted maximum concentration of B<sup>3+</sup> (Table 3). Therefore, it is evident that, to mitigate the risk of crop damage associated with phytotoxic elements, smart on-farm strategies such as blending RW with other water resources of better quality such as surface or desalinated waters are required to ensure agricultural sustainability of lands irrigated with RW.

Apart from the direct phytotoxicity, the high Na<sup>+</sup> concentration in RW may produce the impairment of the soil's physical conditions due to sodicity as an indirect effect, affecting crop yield. Sodicity deteriorates the soil's physical properties in the form of clay dispersion leading to: (i) the structural collapse of soil aggregates; (ii) decreased soil hydraulic conductivity; (iii) erosion problems; (iv) soil compaction; and (v) decreased soil aeration (Muyen *et al.* 2011). Its evaluation may be conducted using the sodium

adsorption ratio (SAR) and its relation to the electrical conductivity (EC) (Ayers & Westcot 1985) (Figure 2). Most of the RW produced at the WWTPs showed remarkably high values of Na<sup>+</sup> and SARs (Table 3; Figure 2). However, due to the high EC, only three WWTPs (Mazarrón, La Unión and Roldán) showed some slight to moderate sodicity risk (Figure 2). In these latter cases, this could cause a drop in the soil infiltration rate in the mid-term and also hinder infiltration drainage and diffused atmospheric oxygen flux through soils (Ayers & Westcot 1985).

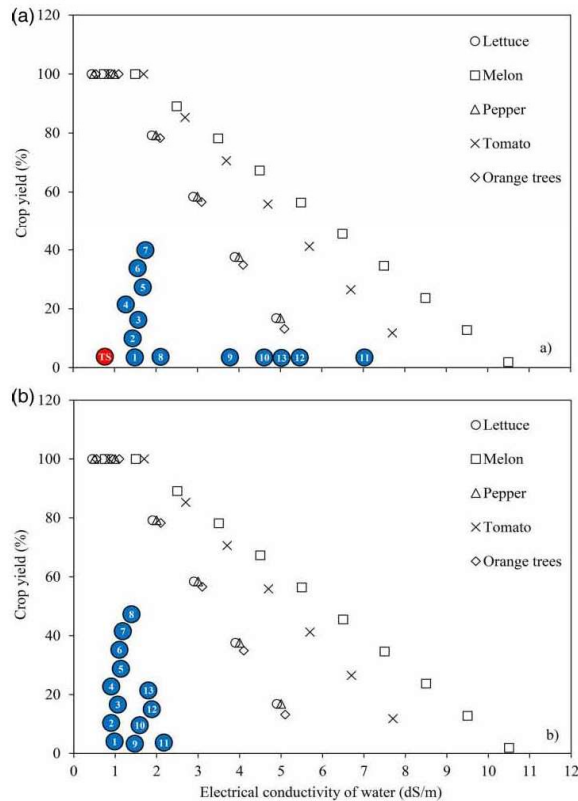
Under the 20% RW scenario, all the WWTPs showed no risk of mid-long-term soil sodicity damage due to their low SAR and EC (data not shown).

Additionally, salt tolerance may be analyzed as the relation of the crop yield and the soil salinity by a linear response function characterized by a salinity threshold value below which the yield is unaffected and above which the yield decreases linearly with salinity (Maas & Hoffman 1977). Figure 3 presents the model and provides threshold values for some representative Mediterranean irrigated crops and the EC of the selected WWTPs. Considering the 100% RW scenario, within the 13 selected WWTPs, five exceeded an EC of 3.5 dS/m which might make irrigation with the RW non-viable (Figure 3(a)). However, under the 20% RW scenario, practically all the WWTPs had an EC lower than 2 dS/m and hence, much more limited crop yield reductions (Figure 3(b)).

### Microbiological constraints

Table 4 shows helminth eggs, *Escherichia coli*, suspended solids and turbidity in the RW produced at the 13 WWTPs (100% RW scenario).

It is of note that all effluents from the WWTPs met the minimum requirements established in Water Quality 2.3 by the Royal Decree 1620/2007 and also with the European Classes B and C proposed by COM [2018] 337. Likewise, all effluents met the minimum requirements established in Water Quality 2.1 by the Royal Decree 1620/2007. However, if (COM [2018] 337) thresholds are set as a reference, only 69% (nine out of 13 WWTPs) of analyzed effluents would meet the water quality Class A for *E. coli*. Upon analyzing the 20% RW scenario, even the most limited WWTP for *E. coli*, Fuente Álamo, fulfills the Class A quality requirements



**Figure 3** | Electrical conductivity threshold values for some representative Mediterranean irrigated crops and electrical conductivity of the selected WWTPs (a) for the 100% RW scenario and (b) for the 20% RW scenario. Blue dots represent the mean values for RW supplied by the 13 coastal waste water treatment plants selected. The red dot represents the Tajo-Segura transfer. Numbers are defined in Figure 2. Please refer to the online version of this paper to see this figure in colour: <http://dx.doi.org/10.2166/ws.2019.024>.

for water reuse in agricultural irrigation (COM [2018] 337) (data not shown).

## CONCLUSIONS

The high concentration of some essential nutrients such as  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  and  $\text{Mg}^{2+}$  in reclaimed water (RW) has evidenced that fertigation with RW programs must be adapted, saving energy and operational costs. Special attention must be paid to phytotoxic elements such as  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$ , and  $\text{B}^{3+}$ , as their accumulation may damage soils and cause phytotoxicity to crops, hence reducing yields. Therefore, periodic controls of nutrients in the soil and leaf tissues are

**Table 4** | Mean values for helminth eggs, *Escherichia coli*, suspended solids and turbidity in the RW produced in the 13 coastal WWTPs under the 100% RW scenario

Waste water treatment plants	Helminth eggs (eggs/10 L)	<i>Escherichia coli</i> (UFC/100 ml)	Suspended solids (mg/L)	Turbidity (NTU)
1 Mazarrón	$0.0 \pm 0.0$	$9.8 \pm 39.2$	$7.3 \pm 3.5$	$4.1 \pm 1.6$
2 La Unión	$0.0 \pm 0.0$	$9.3 \pm 22.8$	$5.2 \pm 5.5$	$4.8 \pm 3.2$
3 Roldán	$0.0 \pm 0.0$	$14.2 \pm 34.6$	$4.8 \pm 2.2$	$3.6 \pm 1.4$
4 Librilla	$0.0 \pm 0.0$	$16.3 \pm 39.9$	$3.6 \pm 2.8$	$2.4 \pm 1.8$
5 Torre Pacheco	$0.0 \pm 0.0$	$7.2 \pm 11.9$	$3.4 \pm 1.5$	$2.5 \pm 1.3$
6 Alhama de Murcia	$0.1 \pm 0.3$	$17.8 \pm 36.1$	$8.1 \pm 6.1$	$4.8 \pm 2.8$
7 Puerto Lumbreras	$0.1 \pm 0.3$	$3.8 \pm 10.3$	$3.1 \pm 1.6$	$1.9 \pm 0.9$
8 Fuente Álamo	$0.1 \pm 0.4$	$42.2 \pm 56.9$	$5.3 \pm 1.5$	$2.7 \pm 0.6$
9 Totana	$0.0 \pm 0.2$	$5.1 \pm 18.1$	$3.7 \pm 1.5$	$2.2 \pm 0.9$
10 San Pedro del Pinatar	$0.0 \pm 0.0$	$0.0 \pm 0.0$	$2.1 \pm 0.2$	$1.2 \pm 0.5$
11 San Javier	$0.0 \pm 0.0$	$3.1 \pm 15.5$	$3.8 \pm 1.8$	$2.5 \pm 1.9$
12 Los Alcázares	$0.0 \pm 0.0$	$3.9 \pm 11.5$	$4.4 \pm 5.1$	$2.3 \pm 2.1$
13 Urbanización Mar Menor	$0.0 \pm 0.0$	$7.6 \pm 19.2$	$4.0 \pm 2.9$	$1.9 \pm 1.1$
Maximum	$0.1 \pm 0.4$	$42.2 \pm 56.9$	$8.1 \pm 6.1$	$4.8 \pm 3.2$
Minimum	$0.0 \pm 0.0$	$0.0 \pm 0.0$	$2.1 \pm 0.2$	$1.2 \pm 0.5$

strongly recommended. In the selected WWTPs, all effluents have met the minimum requirements established in Water Quality 2.3 by the Royal Decree 1620/2007 and also with the European Classes B and C proposed by COM [2018] 337. If maximum values for these parameters were analyzed, the results would be more restrictive in some periods of the year.

This study hence evidences that RW can contribute to partially removing the hydrological constraints for crop production in water-stressed regions, but specific water management strategies, such as mixing with other conventional sources and seasonal soil monitoring, should be considered to avoid food safety problems and salinization and deterioration of agro-systems.

## ACKNOWLEDGEMENTS

This work was supported by the Fundación Séneca – Agencia de Ciencia y Tecnología de la Región de Murcia (19280/PI/14).



## REFERENCES

- Ayers, R. S. & Westcot, D. W. 1985 *Water Quality for Agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.
- Benavente-García, A. & López-Marín, J. 2003 La lechuga en la región de Murcia y otras comunidades autónomas. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, MU-1.425-2003, Spain.
- CHS 2015 *Estudio General Sobre la Demarcación Hidrográfica del Segura*. Confederación Hidrográfica del Segura, Murcia, Spain.
- COM [2018] 337. *Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on Minimum Requirements for Water Reuse*. SWD(2018) 250.
- Grattan, S. R., Díaz, F. J., Pedrero, F. & Vivaldi, G. A. 2015 Assessing the suitability of saline wastewaters for irrigation of *Citrus* spp.: emphasis on boron and specific-ion interactions. *Agricultural Water Management* **157**, 48–58.
- Maas, E. V. & Hoffman, G. J. 1977 Crop salt tolerance – current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Division* **103**, 115–134.
- Maestre-Valero, J. F., Martín-Gorriz, B., Alarcón, J. J., Nicolás, E. & Martínez-Alvarez, V. 2016 Economic feasibility of implementing regulated deficit irrigation with reclaimed water in a grapefruit orchard. *Agricultural Water Management* **178**, 119–125.
- Martínez-Alvarez, V., González-Ortega, M. J., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M. & Maestre-Valero, J. F. 2017 The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination* **422**, 153–164.
- Muyen, Z., Moore, G. A. & Wrigley, R. J. 2011 Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management* **99**, 33–41.
- Nicolás, E., Alarcón, J. J., Mounzer, O., Pedrero, F., Nortes, P. A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J. M. & Maestre-Valero, J. F. 2016 Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. *Agricultural Water Management* **166**, 1–8.
- Ongley, E. D. 1996 *Control of Water Pollution from Agriculture*. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 55, FAO, Rome, Italy.
- Parsons, L. R., Wheaton, T. A. & Cross, P. 1995 Reclaimed municipal water for citrus irrigation in Florida. In: *Microirrigation for a Changing World* (F. R. Lamm, ed.), Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress of American Society Agr. Eng, American Society of Agricultural Engineers, St Joseph, MI, USA, pp. 262–268.
- Royal Decree 1620/2007, of December 7, which establishes the legal regime for the reuse of treated water. Ministerio de la Presidencia, Spain.
- Soria-Alfonso, A. 2008 La fertirrigación del limonero (Lemon fertigation). Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Agricultura y Agua, MU-1.004-2008, Spain.

First received 29 August 2018; accepted in revised form 16 January 2019. Available online 30 January 2019



## Capítulo VI. Publicación 4

### VI.1. Resumen de la publicación

#### Título

*Valorización del potencial nutricional del agua regenerada para el riego en el sureste de España*

#### Referencia de la publicación

*Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.) ; Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.) ; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V) ; Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, B.) ; Conesa-Jodar, FJ (Conesa-Jodar, F. J.) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.) Revaluating the nutrition potential of reclaimed water for irrigation in southeastern Spain. Agricultural Water Management. Volumen: 218 Páginas: 174-181 DOI: 10.1016/j.agwat.2019.03.050. Fecha de publicación: JUN 1 2019*

#### 1. Introducción

El sureste de España es una región semiárida donde la falta de fuentes de agua dulce está obligando a su agricultura a especializarse en el uso de fuentes de agua no convencionales, como son el agua regenerada o el agua desalinizada (Martínez-Álvarez et al, 2017). En España el agua regenerada para uso en riego es un agua “producto”, procedente de la depuración y regeneración en Estaciones Depuradoras de Aguas Residuales (EDAR) con trenes de tratamiento de afino para cumplir el Real Decreto 160/2007, que regula las características físicas, químicas y biológicas que deben cumplir estas aguas para su reutilización. Socialmente, se suele tener un mal concepto del agua regenerada como agua para uso en riego, debido principalmente a las altas concentraciones de sales y metales pesados y la presencia de virus y bacterias. (Qadir et al.,2010; Chen et al.,2011; Pedrero et al.,2018). Además, el uso de agua regenerada para el riego puede provocar la concentración de metales pesados (Trolborg et al.,2017) e incluso se está analizado la presencia de restos de medicamentos y

productos del cuidado personal en las partes comestible de los cultivos. (Paranychianakis et al., 2015), aunque si bien es verdad, la mayor parte de estos productos del cuidado personal apenas representan riesgo para la salud humana. (Prosser y Sibley, 2015). A pesar de este enfoque “negativo” de este recurso hídrico, el agua regenerada alivia la sequía de las explotaciones durante todo el año, permitiendo a los agricultores continuar trabajando en muchos casos, y además aporta unos nutrientes extras reduciendo los costes. En la Región de Murcia (sureste de España) existen 92 EDAR que producen, de media unos 110 hm<sup>3</sup>/año. Prácticamente todo el efluente de las EDAR es regenerado y reutilizado en regadío lo que supone el 10% de las fuentes de agua renovable para el riego (ESAMUR, 2018). En España la regeneración del agua residual la paga el usuario del servicio, bajo la premisa “del que contamina paga”, por lo tanto, el coste asociado al agua regenerada para el agricultor no va más allá de los costes asociados a la distribución (Mounzer et al., 2013).

A pesar de la importante cantidad de nutrientes disponibles para los cultivos en las aguas regeneradas, como nitratos, fosfatos, potasio, calcio y magnesio, los agricultores no han sido capaces de adaptar sus programas de fertilización a la calidad del agua que usan para el riego. En esta línea, muchos científicos han estudiado las implicaciones de usar este tipo de agua a medio y largo plazo, en algunos cultivos como el pomelo (Romero-Trigueros et al., 2014) o mandarino (Pedrero et al., 2016) pero sin considerar los nutrientes presentes en el agua de riego de los programas de fertilización. Aunque en estos estudios no se consideraron los nutrientes procedentes del agua regenerada, si indicaron que en el agua regenerada podría añadir un 9.2% de N, 4,5% de P y más del 100% de las necesidades de los árboles de potasio, lo que implica una reducción en el aporte de fertilizante con el consecuente ahorro económico. (Maurer y Davies, 1993). Pedrero et al., (2018) analizó estos mismos efectos del agua regenerada en la calidad de la cosecha de nectarina en la región de Apulia (sureste de Italia). A pesar de que en los programas de fertirrigación no tienen en cuenta los nutrientes del agua de riego, si se hacen indicaciones sobre los posibles aportes de estos nutrientes con el agua regenerada: 4 kgNO<sup>3-</sup>/ha/año, 44 kgPO<sub>4</sub><sup>3-</sup>/ha/año, 84 kgK/ha/año, 300 kgCa/ha/año, 60 kgMg/ha/año y 360 kgSO<sub>4</sub><sup>2-</sup>/ha/año. Además, en el estudio se destaca que estas cantidades deberían ser consideradas en los planes de fertirrigación para evitar una sobrenutrición de las plantas, con toxicidades específicas, y por supuesto, lixiviado y contaminación al agua subterránea (Grattan y Grieve, 1998). De hecho, se ha llegado a comprobar las consecuencias de no adaptar el programa de fertilización a la calidad del agua de entrada. Por ejemplo, Morgan et al. (2008) y Pedro y Alarcón (2009) observaron los problemas asociados a las altas concentraciones de Mg<sup>2+</sup> y B<sup>3+</sup> en el

riego de cítricos con agua regenerada, y la toxicidad relacionada con el exceso de algunos micronutrientes (B, Cu, Ni y Zn) tanto en cítricos, como en algunas especies herbáceas. (Aucejoetal.,1997; Kalavrouziotiset al., 2008; Pedreroetal., 2010).

Muchos estudios agronómicos en los que se analizan los cultivos regados con agua regenerada se han centrado en la calidad o en la producción del cultivo. Sin embargo, no existen muchos estudios centrados en los aportes como fertilizante del agua regenerada y como pueden afectar a los programas de fertilización. Maurer y Davis; (1995) comparó los efectos del agua regenerada y otro tipo de agua tradicional en el crecimiento, cosecha y calidad de la fruta de pomelo en Florida. Observaron que los árboles regados con agua regenerada con ajuste del ratio de fertilización (a la baja), presentaban mayor porte y mayor producción que los que recibían agua tradicional. Paranychianakis et al.,(2006) regaron con agua regenerada vides sin aplicar ningún tipo de fertilizante e indicó que las necesidades de P, K, Mg y de Fe eran cubiertas sin ningún aporte extra. Sin embargo, indicaron que se debe poner especial atención al excedente de P y K en los efluentes para limitar el impacto adverso en el medio ambiente y al rendimiento de las vides. Desde una perspectiva económica Papadopoulos et al.,2009 constató una reducción del coste total de 245 €/ha/año, en campos de arroz de Sindos (Grecia) como resultado del riego de agua regenerada.

Considerando que han aumentado las pruebas tanto agronómicas, medioambientales y económicas de las implicaciones de adaptar los programas de fertirrigación si hay aporte de agua regenerada, en este artículo se realiza un estudio exhaustivo sobre (i) el impacto de la cantidad de nutrientes esenciales presentes en el agua de riego, (ii) el efecto de la salinidad en la cosecha, (iii) toxicidad del  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$  en los cultivos, (iv) el riesgo asociado de sodificación del suelo y (v) los ahorros potenciales desde un punto de vista económico del riego con agua regenerada en tres zonas diferenciadas del sureste de España.

## **2. Materiales y métodos.**

### ***2.1 Área de estudio seleccionada.***

Este estudio está contextualizado en tres áreas representativas de la agricultura de la Región de Murcia. En el artículo se evalúa la extensión de las áreas, con la localización de las EDAR y los cultivos estudiados en cada zona. El área 1 corresponde al área regable del Campo de Cartagena, una zona con EDAR coste como son Torre Pacheco, Roldán y La Unión, con un volumen anual de producción de 2,83 hm<sup>3</sup>/año. El

área 2 corresponde área regable del noroeste del Río Segura, con un caudal recibido de 1,70 hm<sup>3</sup>/año con las EDAR de Caravaca de la Cruz, El Moralejo y Valentín. Por último, el área 3 corresponde a la zona de Mazarrón la cual se riega con las EDAR de Mazarrón con un volumen anual de 0,56 hm<sup>3</sup>/año.

Las EDAR de Torre Pacheco, Roldán, La Unión y Caravaca de la Cruz son EDAR basada en tecnología de fangos activados mediante aireación prolongada, con sistemas de regeneración con coagulación, floculación, filtración y sistema de desinfección por UV. Las depuradoras de “El Moralejo” y Valentín son aireaciones prolongadas también. La EDAR de Mazarrón mediante lagunaje aireado, recientemente actualizada. Todas las EDAR seleccionadas están seleccionadas con requisitos mínimos de eliminación microbiana, tanto desde el punto de huevos de helmintos y E. coli según los parámetros regulados por el Real Decreto 1620/007.

Los cultivos de las áreas 1,2 y 3 (melón, lechuga iceberg (ic), lechuga Little gem (LG) melocotón, limón y tomate, respectivamente), que actualmente representan el 35% de la superficie regable de Murcia (ESYRCE, 2017).

En el artículo también se analizan las propiedades químicas del agua regenerada de todas las EDAR consideradas, comparativamente con agua dulce convencional o tradicional que está a disposición en la zona del sureste de España.

## *2.2 Necesidades de agua y fertilización de los cultivos.*

También se ha analizado las necesidades de fertilización y de riego necesario para los cultivos seleccionados. El volumen de agua necesario para cada cultivo se ha calculado siguiendo el método de Penman-Monteith con los Kc específico para cada cultivo (Allen et al., 1998). Los datos diarios meteorológicos se han obtenido de las estaciones meteorológicas locales y los Kc se han obtenido para la evapotranspiración calculada de los cultivos en el área de estudio (SIAR, 2019). Las necesidades de cada cultivo se han consultado en bibliografía específica.

En el artículo se muestra la riqueza y coste unitario de los fertilizantes comerciales usados en la zona, así como las necesidades de fertilización. Se indica que los fertilizantes seleccionados tienen una alta solubilidad en agua y alta pureza, para prevenir las obturaciones de las redes de riego, un bajo índice de salinidad para evitar el incremento innecesario de la misma.

### 2.3 Determinación de la dosis de fertilización.

Para poder determinar la cantidad de fertilizantes a aplicar en cada cultivo, se han evaluado tanto las cantidades recomendada en la bibliografía como los aportes de nutrientes por las diferentes fuentes de agua. Los siguientes pasos, corresponden al método propuesto por Alarcón (2013) y determina la cantidad de fertilizantes:

- i) Acidificación de la solución nutritiva y aplicación de P. Primero, cuando es posible, el  $\text{HCO}_3^-$  presente en el agua de riego se neutraliza con 0,5 mmol/L de  $\text{H}_3\text{PO}_4$ . Entonces, si las necesidades de P están cubiertas antes de lograr 0,5 mmol/L de  $\text{HCO}_3^-$ , entonces el  $\text{HCO}_3^-$  se usa para llegar al umbral (de 0,5 mmol/L) y por otra parte abastecer parte de las necesidades de N.
- ii) Cubrir las necesidades de P. Si las necesidades no se cubren con  $\text{H}_3\text{PO}_4$ , la cantidad restante se alcanza con  $\text{NH}_4\text{H}_2\text{PO}_4$ . O  $\text{KH}_2\text{PO}_4$ . Posteriormente se cubrirán las necesidades extras de N o K.
- iii) Cubrir las necesidades de Ca. Cuando se riega con agua sin contenido suficiente de Ca, las necesidad de los cultivos se cubren añadiendo  $\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$ , que provee de Ca y de N.
- iv) Cubrir las necesidades de K. Las necesidades potasio se cubren con  $\text{KNO}_3$  que además proporciona N, a menos que las necesidades de N estén cubiertas, y se utilice  $\text{K}_2\text{SO}_4$ .
- v) Cubrir las necesidades de N. Las necesidades de N se cubren con  $\text{NH}_4\text{NO}_3$ .
- vi) Cubrir las necesidades de Mg. Solo se cubren cuando las aguas de riego no contienen suficiente magnesio, sobre todo, con  $\text{Mg}(\text{NO}_3)_2$  o  $\text{MgSO}_4$ .
- vii) Cubrir las necesidades de micronutrientes. Se suele aplicar una solución de 15 mg/L de micronutrientes.

### 2.4 Evaluación de los riesgos agronómicos.

En primer lugar, se analiza la pérdida de cosecha por salinidad. La mayor parte de las aguas regenerada utilizadas en este estudio tienen efecto de alta salinidad, riesgo de toxicidad y sodificación a medio y largo plazo del suelo. Inicialmente los efectos de la salinidad sobre la cosecha se han estimado por la función de caracterización salinidad

vs valor umbral (Maas and Hoffman et al., 1977). Se han presentado el modelo de valores umbrales y pendiente para los cultivos seleccionados (Ayers and Westcot et al., 1985).

En segundo lugar, el riesgo de toxicidad en cultivos debido a las concentraciones por cloro, sodio y boro, se han analizado en base los valores máximos asumibles para evitar problemas de toxicidad en los cultivos seleccionados. Se debería indicar que en cultivos estacionales, los efectos de toxicidad por ion específico tienen muy poca incidencia, los efectos osmóticos son más habituales. Sin embargo, en cultivos leñosos, pueden acumular,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ , hasta niveles que causen problemas foliares, necrosis, o incluso defoliación (Maas and Grattan et al., 1999). Por esta razón algunos valores no se han indicado en las tablas, ya que no están indicados en bibliografía.

En tercer y último lugar, el peligro de sodificación a medio largo plazo del suelo, se ha analizado la relación entre RAS y la  $\text{CE}_{\text{agua}}$  (Ayers and Westcot et al., 1985).

## 2.5 Evaluación económica.

El estudio se basa en dos análisis según la fuente de agua.

- Escenario 1 Riego 100% con fuentes de agua convencionales a un precio de 0,3 €/m<sup>3</sup>.
- Escenario 2: 100% con riego con agua regenerada con un coste asociado al transporte de 0,031 €/m<sup>3</sup> (Maestre-Valero et al., 2016).

Los posibles ahorros por adaptar la fertirrigación al agua de riego, se han calculado teniendo en cuenta el precio de cada tipo de fuente de agua y sus características químicas.

Los inputs considerados en el análisis : la producción máxima sin restricciones agronómicas (melón, 39.400 kg/ha; lechuga Ic, 26.000 kg/ha; lechuga LG, 42.800 kg/ha; limón 24.900 kg/ha; melocotón, 23.125 kg/ha; tomate, 119.800 kg/ha) (ECREA, 2016); la pérdida de rendimiento en la cosecha por salinidad; y por último los precios de venta en origen, publicadas por el gobierno regional (2018) melón, 0,30 €/kg; lechuga Ic, 0,15 €/unidad; lechuga LG, 0,08€/u; limón, 0,30 €/kg; melocotón, 0,60 €/kg; tomate, 0,50 €/kg.

Los outputs se han calculado en base a la cantidad de agua de riego y fertilizantes aplicados para cada escenario, y sus costes.

### **3. Resultados y discusión.**

#### *3.1 Análisis de los nutrientes esenciales*

Se ha analizado la cantidad de fertilizante aplicado en los diferentes casos y en los dos escenarios de riego. Se ha comparado las cantidades de N,  $P_2O_5$ ,  $K_2O$ ,  $CaO$  y  $MgO$  que se ha añadido por el agua tradicional y el agua regenerada, en cada área de estudio y para cada cultivo por ciclo y estado dentro del ciclo.

A primera vista puede parecer que ambas aguas pueden completar las necesidades de  $Mg^{2+}$  y  $Ca^{2+}$ , mientras que sería necesario añadir fertilizantes para N, P y K. Sin embargo, haciendo un análisis más detallado puede comprobarse que hay menos necesidades de fertilización en agua regenerada, para el caso del  $K_2O$ . Otros aspectos reseñables son las ratios para cultivo leñoso, que muestran como las necesidades nutricionales varían para cada fase de cultivo, y cómo existen fluctuaciones en la composición del agua regenerada que pueden conducir a discordancias entre la demanda de la planta y la capacidad de suministrar fertilizantes del agua regenerada. Un ejemplo de esta afirmación se encuentra en el tomate y sus necesidades de  $MgO$ , que a nivel global pueden suministrarse las necesidades totales, sin embargo, por etapas, sólo cubriría el 47,2% en la etapa 2 y el 83,7% en la etapa 3.

El agua regenerada tiene mayores concentraciones de  $HCO_3^-$ ,  $H_2PO_4$ ,  $NO_3^-$  y  $K^+$  que el agua tradicional. En todos los casos, excepto en el caso del tomate, el añadir  $H_3PO_4$  neutraliza parte del  $HCO_3^-$ , siendo suficiente para garantizar las necesidades de P. Una alta cantidad de  $PO_4^{3-}$  provoca pequeñas reducciones en las necesidades de  $H_3PO_4$  del rango de 61,4% en la lechuga (lc) a 0% en tomate. El agua regenerada podría suministrar el 40,4% del total de las necesidades de  $P_2O_5$  para melocotón, mientras que solo podría procurar el 2,3% para limón y del 2,9 al 7,4% para el resto de los cultivos.

Para cultivos leñosos las necesidades de nitrógeno se completan con el aporte de  $HCO_3^-$  aunque no es suficiente para reducir hasta el umbral de 0,5 mmol/L de  $HCO_3^-$ . Sin embargo, para el caso del melón, lechuga y tomate la aplicación de  $HCO_3^-$  si consigue reducir el  $HCO_3^-$  hasta 0,5 mmol/L, pero no para proporcionar el total de las necesidades de los cultivos en N.

El agua regenerada puede proporcionar el 31,1% del total de las necesidades de N del melocotón, y el 12,9% para el caso del limonero. Sin embargo, para el resto de los cultivos los porcentajes son mucho menores, situándose entre el 2,7-8,9% de las necesidades en N.



En lo que concierne a la aplicación de  $K_2O$  para melón, lechuga Ic y Lg y tomate, el uso de agua regenerada permite reducciones del 31%, 33%, 27% y 18% respectivamente. Estas reducciones aumentan hasta el 48,6% en el caso del melocotón y al 100% en el caso del limonero.

Todos los resultados obtenidos están de acuerdo con los resultados analizados por Pedrero et al. (2016) quienes informaron que fertirrigación con agua regenerada puede proporcionar más del 100% de los requisitos de K de los árboles de cítricos y con los de Maestre-Valero et al. (2019) que indicaron que fertirrigando con agua regenerada se conseguía proveer las necesidades sobre el 30% de  $K_2O$  en lechuga.

### *3.2 Efecto de la salinidad del agua sobre la producción agrícola.*

Los rangos de CE analizados van desde los 1,2 dS/m de la EDAR de La Unión hasta los 3,0 dS/m de Mazarrón. La lechuga, limonero y melocotón son sensibles a la salinidad (Maas and Gratta et al., 1999), con umbrales de CE entre 0,9-1,1 dS/m, mientras que el melón y el tomate son más resistentes, con umbrales entre 1,5 y 1,7 dS/m (Maas and Grattan et al., 1999). Por lo tanto, teniendo en cuenta que el rango de CE del agua regenerada de las instalaciones analizadas se encuentra entre 1,2 a 3,2 dS/M, se puede producir una reducción de la producción en la mayor parte de los cultivos. Para el caso de la EDAR de Mazarrón, con la CE más elevada, las reducciones en la cosecha serían, del 60, 48, 44, 19 y 16% par melocotón, limón, lechuga, tomate y melón respectivamente. Por lo que para evitar las pérdidas de cosecha las estrategias de mezcla de aguas en las balsas de los regantes, puede bajar la CE final del agua de riego, beneficiando así las producciones y contribuyendo a ahorrar agua, suplementando parte del agua con agua regenerada (Mansour et al., 2016; Martínez-Álvarez et al., 2017).

### *3.3 Toxicidad en los cultivos por $Cl^-$ , $Na^+$ y $B^{3+}$ .*

Los suelos y los cultivos están expuestos por toxicidad directa por  $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$ . En el caso de plantas, la acumulación por encima de los valores umbrales pueden dañar negativamente tanto a tejidos como a procesos metabólicos.

En las aguas regeneradas se han determinado altas concentraciones de  $Cl^-$ ,  $Na^+$  y  $B^{3+}$  que pueden dar lugar a problemas en suelos, y problemas en plantas, derivados por la bioacumulación, generando problemas en procesos metabólicos y daños en los tejidos, con mermas en las cosechas (Grattan et al., 2015). Una posible forma de contrarrestar estos problemas es mediante el uso de patrones con capacidad de mejorar

los umbrales, ya que estos patrones tienen capacidades de absorber y transportar elementos potencialmente tóxicos a sus brotes. Este es el caso de los cítricos que, dependiendo del tipo de patrón, tiene diferentes tolerancias a los niveles de cloro en el agua de riego, que van desde 152 a 350 mg/L. Por el contrario, en el caso de los cultivos estacionales (melón, lechuga y tomate) los daños que pudiera provocar la acumulación de este ion son mínimos, principalmente por la corta duración del ciclo de cultivo (Maas y Grattan et al., 1999). En el estudio se han comparado las concentraciones umbrales de toxicidad del cloro, sodio y boro, tanto en el agua de riego como en la solución del suelo.

Para el caso del  $\text{Cl}^-$  se ha comprobado que el rango para el agua regenerada está entre 200,2 y 320,3 mg/L, tan sólo se supera este umbral máximo para el agua de regenerada producida en la EDAR de Mazarrón que tiene un valor de 763,7 mg/L, y que podría dar lugar a problemas de clorosis a cultivos de limonero y melocotonero.

Para el caso del umbral máximo de  $\text{B}^{3+}$ , sólo se ha determinado para el agua en el suelo, a excepción del tomate del que no se disponen datos. Cabe indicar que el funcionamiento del boro en la solución del suelo está aún por investigar y profundizar en su conocimiento. Algunos estudios indican que el umbral para los cítricos puede incrementarse de 0,3 -0,5 mg/L en el agua de riego hasta 0,5 – 0,75 mg/L en la solución del suelo (Grattan et al., 2015), lo que supone un incremento de entre el 50-60%. Teniendo en cuenta estos valores parece que los posibles efectos negativos, en el cultivo del limón pueden aparecer si se superan los 0,5 mg/L en la solución del suelo.

En el caso del  $\text{Na}^+$ , sólo se tienen datos para el valor umbral de toxicidad para la solución del suelo en limonero (115 mg/L) y como en el caso del  $\text{B}^{3+}$ , no se han encontrado casos para el agua de riego. Los rangos de las concentraciones de sodio en el agua regenerada de estudio están entre 146,3 y 252,5 mg/L, donde de nuevo Mazarrón excede el valor máximo con 435,0 mg/L, por lo que una vez más el riesgo de toxicidad sólo se podría dar en las plantaciones de limonero.

### *3.4 Riesgo de sodificación del suelo.*

Las altas concentraciones de sodio pueden afectar negativamente a las propiedades físicas del suelo, provocando la dispersión de las arcillas. Esta dispersión puede dar lugar a (i) colapso del sistema de estructura del suelo, (ii) pérdida de conductividad hidráulica, (iii) problemas de erosión, (v) pérdida de la aireación (Mandal et al., 2008; Muyen et al., 2011). El análisis realizado de las EDAR seleccionadas revela gran cantidad de  $\text{Na}^+$  y elevados valores de RAS. Sin embargo, la combinación de RAS

y EC de cada EDAR muestra que no existe riesgo de sodificación (Ayers y Wetscot et al., 1985). Sólo el agua regenerada de la EDAR Roldan y La Unión (en el área 1) presentan ligeros riesgos de sodificación, que podrían causar problemas a medio largo plazo en la capacidad de infiltración del suelo. Como la CE de estas dos EDAR no presenta valores altos, las pérdidas de producción no serían muy significativas, mitigando por tanto el riesgo de sodificación que podría ser corregido mediante un ajuste del programa de fertilización. En este caso sería mejorando con cantidades de  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$  para desplazar el  $\text{Na}^+$  en el complejo de cambio, y por tanto reducir el RAS. Otra posible solución que mitigaría el riesgo de sodificación, sería la mezcla de agua regenerada con otras fuentes de agua de mejor calidad. En este caso, la monitorización estacional del suelo es una buena herramienta para poder de detectar posible deterioro del suelo, especialmente en suelos arcillosos donde es mayor el riesgo de sodificación. (Martínez-Álvarez et al., 2017).

### *3.5 Evaluación económica.*

En el estudio económico para los escenarios planteados se compara el coste del agua y los ingresos que provienen de la venta de la cosecha. Los resultados muestran que la fertirrigación con agua regenerada podría ahorrar potencialmente desde 436 € / ha/ciclo (37,2% de la fertirrigación con el coste agua tradicional) en el caso de la lechuga LG 2.050 €/ha/año (68,6% de la fertilización con el costo del agua tradicional) en el caso del melocotón.

Sin embargo, la reducción en el rendimiento de cosecha debida al uso de agua regenerada provoca pérdidas notables que van desde el 29,5% en el caso del melocotón (3.221€/ha/año), hasta el 0% en el caso del melón.

A pesar de esto, el balance de entradas y salidas para el melón, la lechuga (Ic y LG), y el limonero es positivo en el escenario de fertirrigación agua regenerada, haciendo que el riego con agua regenerada en el área de estudio sea más viable que con el agua tradicional.

Este no es el caso del melocotonero, donde la reducción en la cosecha tan significativa, 23,2% y en el tomate, con 19,1%, anula cualquier ahorro que se puede producir en fertilización.

#### **4. Conclusiones.**

Este estudio evidencia los impactos desde el punto de vista agronómico y económico de las características nutricionales del agua regenerada para el fertirriego de zonas en el sureste de España.

En primer lugar, el estudio confirma que el agua regenerada puede suministrar una gran parte de las necesidades nutritivas de los cultivos, en especial en el caso de los cultivos leñosos. Sin embargo, cada fase de cultivo se debe analizar independientemente debido a desajuste temporal entre la necesidad nutricional del cultivo y las características nutricionales del agua regenerada.

En segundo lugar, la alta concentración de iones  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$  en el agua regenerada puede producir clorosis en limoneros y melocotoneros, así como efectos de toxicidad por sodio y boro en el limonero.

En tercer lugar, las relaciones entre el SAR y la CE muestran que no existe riesgo de sodificación en la mayor parte de las aguas regeneradas analizadas.

En cuarto lugar, la alta salinidad del agua regenerada comparada con el agua tradicional puede provocar una pérdida significativa de cosecha, excepto en el caso del melón. De hecho, el análisis del balance económico de los cultivos muestra que económicamente, estas pérdidas son asumibles en limonero, lechuga y melón, no así en melocotonero.

Finalmente, a pesar de las posibles reducciones en el rendimiento debido a la salinidad y sodificación del suelo, así como los riesgos de toxicidad en los cultivos, el riego con agua regenerada es una opción a tener en cuenta para la fertilización de los cultivos, tanto agronómicamente como económicamente en la mayor parte de los cultivos del sureste de España. La fertirrigación aprobada y las estrategias en la gestión del suelo, como la mejora de estructura con  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , o las mezclas con agua de mejor calidad, son actuaciones totalmente recomendables que potencian el uso del agua regenerada. Además, el riego con agua regenerada de las partes comestible no debe plantear riesgos biológicos y toxicológicos para la salud humana y animal.

## Capítulo VII. Conclusiones

Las principales conclusiones de la presente tesis son:

### A. Respecto al agua marina desalinizada:

A.1. Las características fisicoquímicas del agua marina desalinizadas, en particular su baja salinidad, la hace muy apta para las mezclas con otras fuentes de agua con mayor conductividad. Sin embargo, el mayor problema asociado a la calidad del AMD lo presentan los micronutrientes, en particular el  $B^{3+}$ , cuya concentración está por encima de los valores umbrales de tolerancia de los cultivos leñosos más importantes en la cuenca del Segura, lo que podría provocar un problema de toxicidad en el medio y largo plazo.

A.2. La energía eléctrica para la captación, producción, transporte y distribución del AMD es uno de los factores que más influyen tanto desde el punto de vista económico (principal coste variable, entre 0,53 a 0,72 €/m<sup>3</sup>) como desde el punto de vista ambiental (generación de gases de efecto invernadero). El análisis del consumo energético específico (kW/m<sup>3</sup>) es muy similar en instalaciones públicas y privadas. El análisis en profundidad y los factores que afectan al consumo energético específico inciden directamente en el precio de venta del agua.

A.3. Para mantener una producción de AMD a lo largo del tiempo se hace necesario realizar contratos a medio y largo plazo, que permitan mantener las IDAM a un nivel alto de producción, reduciendo costes y establecer un precio de referencia pactado con el agricultor. El precio que reciben los agricultores del modelo privado y del modelo público de producción de AMD es similar. Sin embargo, esta equiparación del precio de venta es debido a la reducción del coste por la inversión pública o la realización de mezclas en el propio sistema de producción de agua producto.

A.4. Las estrategias de mezclas del AMD con otros recursos hídricos siguen siendo necesarias para poder compatibilizar un amplio abanico de cultivos. Estas estrategias de mezclas están orientadas para mitigar sobrecostes económicos y, adicionalmente, para reducir problemas agronómicos en cultivos y suelos. Para ello hay que cambiar el enfoque que se tiene del AMD, como una fuente de agua de emergencia, y usarla como fuente de agua permanente y complementaria muy adecuada para el uso conjunto con otras fuentes.

A.5. Se deben potenciar actuaciones que reduzcan el consumo energético específico, incluyendo mejoras en los procesos, bien por la vía de las membranas o bien por la vía de las resinas selectivas, que reduzcan la concentración de boro más allá de las necesidades exigidas por el agua potable. Es necesario realizar una planificación de las mezclas, evaluando datos detallados de los rangos de mezcla y coste final asociado. Para ello las herramientas de ayuda a la decisión deben ir acompañados por toma de datos mediante sistemas de monitorización de la calidad del agua en tiempo real.

### B. Respecto al agua regenerada:

B.1. Todos los efluentes de las EDAR analizadas cumplen los requerimientos más exigentes para el riego agrícola según el Real Decreto 1620/2007, legislación actual vigente.

B.2. Desde el punto de vista de la caracterización fisicoquímica, una de las principales características del agua regenerada analizada es su alta salinidad, que comparada con otros recursos hídricos puede provocar una pérdida significativa de cosecha en una gran parte de los cultivos tradicionales de la cuenca del Segura. Este es uno de los motivos por los que la mezcla de agua regenerada con otras fuentes convencionales también es una práctica recomendable, realizando monitorización de suelos y planta, no sólo para el control agronómico (problemas de suelo y bioacumulación), sino para evitar también problemas derivados de la seguridad alimentaria.

B.3. El estudio confirma que el agua regenerada puede suministrar una gran parte de las necesidades nutritivas de los cultivos, en especial en el caso de los cultivos leñosos. Se deben tener en cuenta las altas concentraciones de algunos nutrientes esenciales, como son  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ , en los programas de fertirrigación. Hay que mostrar especial atención a ciertos iones,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{Na}^+$  y  $\text{B}^{3+}$ , que pueden provocar fitotoxicidad y que pueden dar lugar, a reducciones importantes de cosecha.

B.4. Desde un punto de vista económico, las pérdidas asociadas a la salinidad del agua regenerada son asumibles en cultivos como limonero, lechuga y melón por los ahorros que producen en otros inputs, no siendo así en melocotonero.

B.5. Para la planificación de la fertirrigación con agua regenerada, se deben implementar estrategias en la gestión del suelo, como realizar un control operativo de la estructura del suelo y de su contenido de iones  $\text{Ca}^{2+}$  y  $\text{Mg}^{2+}$ . Además, se deben establecer estas

estrategias junto con mezclas con agua de mejor calidad, que se ajusten a las necesidades nutricionales según el tipo de cultivo y la fase en la que se encuentre.

Los resultados obtenidos ponen de manifiesto el interés y la necesidad de seguir investigando sobre la aplicación de recursos hídricos no convencionales al riego agrícola. En este sentido, se realizan las siguientes propuestas para continuar la investigación en estas líneas de trabajo:

- i) Monitorizar y evaluar la evolución a medio plazo del estado de suelos y cultivos característicos de la cuenca del Segura bajo diferentes tratamientos que incluyan el riego con agua marina desalinizada y agua regenerada. Para ello sería necesario desarrollar ensayos específicos en parcelas experimentales con suministro de este tipo de recurso.
- ii) Aplicar indicadores de gestión para evaluar la aplicación de agua desalinizada de mar y agua regenerada a los principales cultivos de la cuenca del Segura, de manera que se pueda evaluar: los costes de cultivo, la eficiencia en el uso de los recursos, la rentabilidad, el consumo de energía, el nexo agua-energía y la huella de carbono.
- iii) Para gestionar el uso conjunto de recursos convencionales y no convencionales resulta recomendable disponer de modelos de mezcla de aguas, que indiquen en cada situación de cultivo cuál es la combinación de recursos más interesante económicamente y que minimicen los riesgos agronómicos asociados a los recursos no convencionales.
- iv) Para optimizar el manejo del agua en parcela, será necesario desarrollar la tecnología de los cabezales de riego. Por ello, un trabajo a desarrollar es trabajar sobre un prototipo innovador para optimizar el manejo de agua de riego en parcela, que se pueda integrar en los cabezales de riego localizado. Este prototipo permitirá: (1) la monitorización en continuo de la calidad de agua para riego; (2) la respuesta rápida, inteligente y a demanda del sistema de fertirrigación en función de la calidad del agua suministrada en cada instante; y (3) el control de la concentración de boro del agua de riego aplicada a los cultivos.



## Capítulo VIII. Referencias

- ACUAMED, 2016. Producción y uso de aguas desaladas para regadío. In Working Day on Irrigation Management under Water Scarcity Situation, Centro Nacional de Tecnología de Regadíos. San Fernando de Henares, Spain.
- ACUAMED, 2017. Informe Anual. Ministerio para la transición ecológica: Madrid, Spain, 80p.
- ACUAMED, 2017. El uso del agua marina desalinizada en la agricultura de regadío. In Adaptive Measures to Mitigate the Shortage of Water for Irrigated Agriculture in Southeastern Spain, I Jornada Cátedra Trasvase y Sostenibilidad Jose Manuel Claver Valderas, Universidad Politécnica de Cartagena. Cartagena, Spain.
- Agroalimentarias., 2019. España. <http://www.agro-alimentarias.coop>.
- Alarcón, A.L., 2013. Fertirrigación práctica. DISAGRO. Guatemala, Centroamérica.
- Albiac, J., Tapia, J., Meyer, A., Hanemann, M., Mema, M., Calatrava, J., Uche, J. y Calvo, E., 2008. Los problemas económicos de la planificación hidrológica. Revista de Economía Aplicada, XVI (47): 25–50.
- Alcamo, J., Döll, P., Henrichs, T., Kaspar, F., Lehner, B., Rösch, T. y Siebert, S., 2003. Global estimates of water withdrawals and availability under current and future business-as-usual conditions. Hydrological Sciences Journal, 48: 339–348.
- Alcon, F., García-Bastida, P.A., Soto-Garcia, M., Martínez-Álvarez, V., Martín Górriz, B., Baille, A., 2017. Explaining the performance of irrigation communities in a water scarce region. Irrigation Science. 35, 193–203.
- Al-Karaghoul, A., Kazmerski, L.L., 2013. Energy consumption and water production cost of conventional and renewable-energy-powered desalination processes. Renewable and Sustainable Energy Reviews. 24, 343–356.
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D., Smith, M., 1998. Crop Evapotranspiration Guidelines for Computing Crop Water Requirements. FAO Irrigation and Drainage paper no. 56. Rome, Italy, pp. 15–27.

- Amigues, J.P., Bonniex, F., Le Goffe, P. y Point, P., 1995. Valorisation des usages de l'eau. INRA-ECONOMICA, Paris.
- Aparicio, J., Candela, L. Alfranca, O., García-Aróstegui, J.L., 2017. Economic evaluation of small desalination plants from brackish aquifers. Application to Campo de Cartagena (SE Spain). *Desalination*. 411, 38–44.
- Asociación Española de Desalación y Reutilización (AEDyR)., 2009. Conclusions of the VII Conference of the Spanish Desalination and Reuse Association. Bilbao, Spain.
- Aucejo, V., Ferrer, J., Gabaldón, C., Marzal, P., Seco, A., 1997. Diagnosis of boron, fluorine, lead, nickel and zinc toxicity in citrus plantations in Villarreal, Spain. *Water, Air, and Soil Pollution*. 94, 349–360.
- Avni, N., Eben-Chaime, M., Oron, G., 2013. Optimizing desalinated sea water blending with other sources to meet magnesium requirements for potable and irrigation waters. *Water Research*. 47, 2164–2176.
- Ayers, R.S, Westcot, D.W., 1985. Water quality for agriculture, FAO Irrigation and Drainage Paper 29, Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Ayers, R.S., Westcot, D.W., 1985. Water Quality for Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome.
- Aznar Sánchez, J.A., Belmonte Ureña, L.J., Valera, D.L., 2017. Perceptions and acceptance of desalinated seawater for irrigation: A case study in the Níjar district (Southeast Spain). *Water*. 9, 408.
- Barnett, J., O'Neill, S., 2010. Maladaptation. *Global Environmental Change*. 20, 211–213.
- Bar-Tal, A., Yermiyahu, U., Ben-Gal, A., Schwartz, A., Faingold, I., Seligmann, R., 2017. Optimization of calcium and magnesium concentrations for fertigation of tomato with desalinated water. *Israel Journal of Plant Sciences*. Volume 64: Issue 3-4. 80–91.
- Bates B., Kundzewicz Z.W., S. Wu S., Palutikof J., 2008. Climate Change and Water, Technical Paper of the Intergovernmental Panel on Climate Change. IPCC Secretariat. Geneva.

- Benavente-García, A., López-Marín, J., 2003. La lechuga en la Región de Murcia y otras comunidades autónomas. Comunidad Autónoma de la Región de Murcia. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente. MU-1.425, Spain.
- Ben-Gal, A., Yermiyahu, U., Cohen, S., 2009. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water. *Journal of Environmental Qualit.* 38, 529–535.
- Ben-Gal, U. Yermiyahu, S. Cohen., 2009. Fertilization and blending alternatives for irrigation with desalinated water, *J. Environ. Qual.* 38 529–536.
- Bernstein, L., Brown, J.W., Hayward, H.E., 1956. Influence of rootstock on growth and salt accumulation in stone-fruit trees and almonds. *Proceedings of the American Society for Horticultural.* 68, 86–95.
- Birnhack, L., Fridman, N., Lahav, O., 2009. Potential applications of quarry dolomite for posttreatment of desalinated water. *Desalination and Water Treatment.* 1, 58–67.
- Bolognesi, A., Bragalli, C., Lenzi, C., Artina, S., 2014. Energy Efficiency Optimization in Water Distribution Systems. *Procedia Engineering.* 70, 181-190.
- Burn, S., Hoang, M., Zarzo, D., Olewniak, F., Campos, E., Bolto, B., Barron, O., 2015. Desalination techniques—A review of the opportunities for desalination in agriculture. *Desalination*, 364, 2–16.
- Calatrava, J., Martínez-Grana, D., 2012. El valor de uso del agua en el regadío de la cuenca del Segura y en las zonas regables del trasvase Tajo-Segura. *Economía Agraria y Recursos Naturales.* Vol. 12, 1. 5-32.
- Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas, 2011. Evaluación del Impacto del Cambio Climático en los Recursos Hídricos en Régimen Natural, Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas (CEDEX), Dirección General del Agua & Oficina Española de Cambio Climático (OECC). Madrid.
- Chen, F., Ying, G., Kong, L., Wang, L., Zhao, J., Zhou, L., Zhang, L., 2011. Distribution and accumulation of endocrine-disrupting chemicals and pharmaceuticals in wastewater irrigated soils in Hebei. China. *Environmental Pollution.* 159, 1490–1498.
- Ciclo de Planificación Hidrológica 2015/2021. Demarcación Hidrográfica de las Cuencas Mediterráneas Andaluzas., 2015. Consejería Medio Ambiente y Ordenación del Territorio (CMAOT). CMAOT. Sevilla, Spain.

- Clayton, R., 2011. Desalination for Water Supply. Foundation for Water Research.
- COM [2018] 337. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on Minimum Requirements for Water Reuse. SWD (2018) 250.
- Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, 2003. Consejería de Agricultura, Agua y Medio Ambiente, MU-1.425, Spain.
- Confederación Hidrográfica de la Cuenca del Segura, Plan Hidrológico de la Cuenca del Segura 2015–2021, 2015. Confederación Hidrográfica de la Cuenca del Segura (CHS). Murcia, Spain.
- Darwish, N.B., Kockkodan V., Hilal, N., 2015. Boron removal from water with fractionized amberlite IRA743 resin. Desalination 370, 1–6.
- del Villar, A., 2014. El coste energético de la desalinización en España, Investigaciones geográficas. 62 101–111.
- Desalinated Seawater for Alternative and Sustainable Soilless Crop Production (DESEACROP)., 2019. <http://www.deseacrop.eu/> (Acceso el 3 Marzo 2019).
- ECREA (Estudios de costes y rentas de las explotaciones agrarias)., 2016. Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación.
- Elimelech, M., Phillip, W.A., 2011. The future of seawater desalination: Energy. Technology and the environment Science, 333, 712–717.
- ESAMUR, 2018. Entidad de saneamiento y depuración de aguas residuales de la Región de Murcia. <http://www.esamur.com>. (Acceso online: Noviembre 2018).
- Estevan, A., 2007. Desalación, Energía y Medio Ambiente. Fundación Nueva Cultura del Agua, Panel Científico-Técnico de Seguimiento de la Política de Aguas, Universidad de Sevilla y Ministerio de Medio Ambiente.
- ESYRCE, 2017. (Encuesta de Superficies y Rendimientos de Cultivos). Acceso Noviembre 2018.
- FAO Irrigation and Drainage Paper 29 Rev. 1., 2006. Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

- FAO. Global agriculture towards 2050., 2009. Presented to High-level Expert Forum on “How to Feed the World in 2050”. Roma.
- Feitelson, E., Rosenthal, G., 2012. Desalination, space and power: the ramifications of Israel's changing water geography. *Geoforum* 43, 272–284.
- Fipps, G., 1996. Irrigation Water Quality Standards and Salinity Management Strategies. Texas Agricultural Extension Service, Texas. A&M University System, College Station, Texas B-1667.
- Fleskens, L., Nainggolan, D., Termansen, M., Hubacek, M.S., Reed, K., 2013. Regional consequences of the way land users respond to future water availability in Murcia, Spain. *Regional Environmental Change*. Vol.13, 615–632.
- Gao, L., Yoshikawa, S., Iseri, Y., Fujimori, S., Kanae, S., 2017. An economic assessment of the global potential for seawater desalination to 2050. *Water*, 9, 763.
- Garcia-Caparrós, P., Contreras, J.I., Baeza, R., Segura, M.L., Lao, M.T., 2017. Integral management of irrigation water in intensive horticultural systems of Almería. *Sustainability*, 9, 2271.
- Ghaffour, N., Bundschuh, J., Mahmoudi, H., Goosen, M.F.A., 2015. Renewable energy-driven desalination technologies: a comprehensive review on challenges and potential applications of integrated systems, *Desalination* 356, 94–114.
- Ghalavand, Y., Hatamipour, M.S., Rahimi, A., 2015. A review on energy consumption of desalination processes. *Desalination and Water Treatment* . 54, 1526–1541.
- Gil, M.J., 2016. ACUAMED reclama al Taibilla 43,5 millones para amortizar las desaladoras del Ministerio, La Opinión de Murcia, Murcia.  
<https://www.laopiniondemurcia.es/comunidad/2016/03/17/ACUAMED-reclama-%20taibilla-43-millones/722298.html>.
- Gober, P., 2010. Desert urbanization and the challenges of water sustainability. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 2, 144–150.
- Gordon, J.M., Chua, H.T., 2016. Thermodynamic perspective for the specific energy consumption of seawater desalination. *Desalination*. 386, 13–18.

- Grattan, S. R., Díaz, F. J., Pedrero, F. & Vivaldi, G. A., 2015. Assessing the suitability of saline wastewaters for irrigation of Citrus spp.: emphasis on boron and specification interactions. *Agricultural Water Management*. 157, 48–58.
- Grattan, S.R., Grieve, C.M., 1998. Mineral nutrient acquisition and response by plants grown in saline environments. In: Pessarakli, M. (Ed.), *Handbook of Plant and Crop Stress*, second edition. Marcel Dekker, New York, pp. 203–226.
- Grieve, C.M., Grattan, S.R., Maas, E.V., 2012. Plant salt tolerance in agricultural salinity assessment and management, in: W.W. Wallender, K.K. Tanji (Eds.), *ASCE Manuals and Reports on Engineering Practice No. 71*, American Society of Civil Engineers (ASCE).
- Hanson B., Grattan S., Fukton A., 1999. *Agricultural Salinity and Drainage*. University of California Division of Agriculture and Natural Resources. Publication 3375, California, Oakland.
- Hanson, B., Grattan, S., Fulton, A., 2006. *Agricultural salinity and drainage*. Water Management. Ser. Publ. 3375.
- Haruvy, N., 2006. Reuse of wastewater in agriculture—economic assessment of treatment and supply alternatives as affecting aquifer pollution. In: Benoit, M., Igor, L. (Eds.), *Environmental Security and Environmental Management: the Role of Risk Assessment*. Springer, Houten, the Netherlands, pp. 257–262.
- Hilal, N., Kim, G.J., Sommerfeld, C., 2011. Boron, removal from saline water: a comprehensive review, *Desalination*. 273, 23–35.
- Iberdrola, (In Spanish), <https://www.iberdrola.es/empresas/info/etiquetado-electricidad>, .
- Iglesias, A., Garrote, L., Diz, A., Schlickenrieder, J., Martin-Carrasco, F., 2011. Re-thinking water policy priorities in the Mediterranean region in view of climate change. *Environmental Science & Policy*. 14, 744–757.
- Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). *Climate Change 2014: Synthesis Report*. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change, Core Writing Team, Pachauri, R.K., Meyer, L.A., Eds., IPCC: Geneva, Switzerland, 151p.

- Kalavrouziotis, I.K., Robolas, P., Koukoulakis, P.H., Papadopoulos, A.H., 2008. Effects of municipal reclaimed wastewater on the macro and microelements status of soil and of *Brassica oleracea* var. *italica*, and *Brassica oleracea* var. *Gemmifera*. *Int. J. Agricultural Water Resources Management*. 95 (4), 419–426.
- Kanel, A. Tripler, E. Hadas, E. Ben-Gal A., 2017. Feasibility of desalination as an alternative to irrigation with water high in salts. *Desalination* 416 122–128.
- Lahav, O., Birnhack, L., 2007. Quality criteria for desalinated water following post treatment, *Desalination* 207, 286–303.
- Lahav, O., Salomons, E., Ostfelda, A., 2009. Chemical stability of inline blends of desalinated, surface and ground waters: the need for higher alkalinity values in desalinated water. *Desalination*. 239. 334–345.
- Lapuente, E., 2012. Full cost in desalination. A case study of the Segura River Basin. *Desalination*, 300, 40–45.
- Las Grandes Empresas del Campo de Cartagena se Unen Para Construir Dos Desaladoras. <https://www.laverdad.es/murcia/grandes-empresas-campo-20171128014131-ntvo.html> (Acceso online el 3 abril 2019).
- Levidow L., Zaccaria,D., Maia, R., Vivas,E., Todorovic, M., Scardigno, A., 2014. Improving water efficient irrigation: prospects and difficulties of innovative practices, *Agricultural Water Management*. 146, 84–93.
- Levy, Y., Syvertsen, J., 2004. Irrigation water quality and salinity effects in citrus trees. *Horticultural Reviews*. 30, 37–82.
- Li, Y., Li, J., Zhao, W., Wang, Z., 2015. A review on irrigation technology applying sewage effluent advances and prospects. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Machinery* . 46 (6), 102–110 (in Chinese with English abstract).
- Los Promotores de las Dos Nuevas Desaladoras Reciben Peticiones Para 100 hm3. <https://www.laverdad.es/murcia/promotores-nuevas-desaladoras-20180218010505-ntvo.html> Acceso online: (3 Abril 2019).
- Maas, E. V. & Hoffman, G. J. 1977. Crop salt tolerance – current assessment. *Journal of Irrigation and Drainage Division* 103, 115–134.



- Maas, E.V., Grattan, S.R., 1999. Crop yields as affected by salinity. In: Skaggs, R.W., van Schilfgaarde, J. (Eds.), *Agricultural Drainage*. Agron. Monograph 38. ASA, CSSA, SSSA, (Madison, Wisconsin, USA). pp. 55–108.
- Maestre-Valero, J.F., Martínez-Granados, D., Martínez-Álvarez, V., Calatrava, J., 2013. Socio-economic impact of evaporation losses from reservoirs under past, current and future water availability scenarios in the semi-arid Segura basin, *Water Resources Management*. 27, 1411–1426
- Maestre-Valero, J.F., Martín-Gorriz, B., Alarcón, J.J., Nicolás, E., Martínez-Álvarez, V., 2016. Economic feasibility of implementing regulated deficit irrigation with reclaimed water in a grapefruit orchard. *Agricultural Water Management*. 178, 119–125.
- Maestre-Valero, J.F., González-Ortega, M.J., Martínez-Álvarez, V., Martín-Gorriz, B., 2019. The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain. *Water Supply*, 19, 1555–1562.
- MAGRAMA (Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente), 2014. Estudio de costes de explotaciones agrícolas, año 2014. [www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/ECREA\\_Informes-Agricolas.aspx](http://www.magrama.gob.es/es/ministerio/servicios/analisis-y-prospectiva/ECREA_Informes-Agricolas.aspx)
- Mandal, U.K., Bhardwaj, A.K., Warrington, D.N., Goldstein, D., Tal, A.B., Levy, G.J., 2008. Changes in soil hydraulic conductivity, runoff, and soil loss due to irrigation with different types of saline sodic water. *Geoderma*. 144, 509–516.
- Mansour, H.A., Abd El-Hady, M., Bralts, V.F., Engel, B.A., 2016. Performance automation controller of drip irrigation systems using saline water for wheat yield and water productivity in Egypt. *J. Journal of Irrigation and Drainage Engineering*. 142 05016005.
- March, H., Sairí, D., Rico-Amorós, A.M., 2014. The end of scarcity Water desalination as the new cornucopia for Mediterranean Spain. *J. Journal of Hydrology*. 519, 2642–2651.
- Martínez-Álvarez, V., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M., 2016. Seawater desalination for crop irrigation. A review of current experiences and revealed key issues. *Desalination*. 381, 58–70.
- Martínez-Álvarez, V., González-Ortega, M. J., Martín-Gorriz, B., Soto-García, M. & Maestre-Valero, J. F. 2017. The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain). *Desalination*. 422, 153–164.

- Martin-Gorriz, B., Soto-García, M., Martínez-Álvarez, V., 2014. Energy and greenhouse-gas emissions in irrigated agriculture of SE (southeast) Spain. Effects of alternative water supply scenarios. *Energy*, 77, 478–488.
- Maurer, M., Davies, F., 1993. Use of reclaimed water for irrigation and fertigation of young Redblush grapefruit trees. *Florida State Horticultural Society*. 106, 22–30
- Maurer, M.A., Davies, F.S., 1995. Reclaimed wastewater irrigation and fertilization of mature 'Redblush' grapefruit trees on spodosols in Florida State Horticultural Society. 120 (3), 394–402.
- Mazlan, N.M., Peshev, D., Livingston, A.G., 2016. Energy consumption for desalination—A comparison of forward osmosis with reverse osmosis, and the potential for perfect membranes. *Desalination*, 377, 138–151.
- Mediterranean Water Scarcity and Drought Working Group (MED WS&D WG). 2008. Mediterranean Water Scarcity and Drought Report, MED WS&D WG, European Commission: Brussels, Belgium. [www.emwis.net/topics/WaterScarcity](http://www.emwis.net/topics/WaterScarcity) (Acceso el 30 Marzo 2019).
- Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente de España (MAGRAMA)., 2015. The water Governance System of Spain. MAGRAMA. Madrid, Spain, 31p.
- Montesinos, S., Almagro, F., Urrea, M., 2009. Estimación de superficies en regadío en la cuenca del Segura mediante teledetección y SIG. Teledetección: Agua y Desarrollo sostenible. XIII Congreso de la ASociación Española de Teledetección. Calatayud 23-26 septiembre 2009, pp.145-148.
- Morgan, K.T., Wheaton, T.A., Parsons, L.R., Castle, W.S., 2008. Effects of reclaimed municipal wastewater on horticultural characteristics, fruit quality, and soil and leaf mineral concentration of citrus. *HortScience*. 43 (2), 459–464.
- Mounzer, O., Pedrero-Salcedo, F., Nortes, P.A., Bayona, J.M., Nicolás-Nicolás, E., Alarcón, J.J., 2013. Transient soil salinity under the combined effect of reclaimed water and regulated deficit drip irrigation of mandarin trees. *Agricultural Water Management*. 120, 23–29.
- Muyen, Z., Moore, G. A. & Wrigley, R. J., 2011. Soil salinity and sodicity effects of wastewater irrigation in South East Australia. *Agricultural Water Management*. 99, 33–41.

- Nicolás, E., Alarcón, J. J., Mounzer, O., Pedrero, F., Nortes, P. A., Alcobendas, R., Romero-Trigueros, C., Bayona, J. M. & Maestre-Valero, J. F., 2016. Long-term physiological and agronomic responses of mandarin trees to irrigation with saline reclaimed water. *Agricultural Water Management*. 166, 1–8.
- Ongley, E. D., 1996. Control of Water Pollution from Agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No. 55, FAO. Rome, Italy.
- Papadopoulos, F., Parissopoulos, G., Papadopoulos, A., Zdragas, A., Ntanos, D., Prochaska, C., Metaxa, I., 2009. Assessment of reclaimed municipal wastewater application on rice cultivation. *Environmental Management*. 43, 135–143.
- Paranychianakis, N.V., Nikolantonakis, M., Spanakis, Y., Angelakis, A.N., 2006. The effect of recycled water on the nutrient status of Soultanina grapevines grafted on different rootstocks. *Agricultural Water Management*. 81, 185–198.
- Paranychianakis, N.V., Salgot, M., Snyder, S.A., Angelakis, A.N., 2015. Water reuse in EU States: necessity for uniform criteria to mitigate human and environmental risks. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 45, 1409–1468.
- Parsons, L. R., Wheaton, T. A. & Cross, P., 1995. Reclaimed municipal water for citrus irrigation in Florida. In: *Microirrigation for a Changing World* (F. R. Lamm, ed.), Proceedings of the Fifth International Microirrigation Congress of American Society of Agricultural Engineers. St Joseph, MI, USA, pp. 262–268.
- Pedrero, F., Kalavrouziotis, I., Alarcón, J.J., Koukoulakis, P., Asano, T., 2010. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture-Review of some practices in Spain and Greece. *Agricultural Water Management*. 97, 1233–1241.
- Pedrero, F., Camposeo, S., Pace, B., Cefola, M., Vivaldi, G.A., 2018. Use of reclaimed wastewater on fruit quality of nectarine in Southern Italy. *Agricultural Water Management*. 203, 186–192.
- Pellicer-Martínez, F., Martínez-Paz, J.M., 2018. Climate change effects on the hydrology of the headwaters of the Tagus River: implications for the management of the Tagus–Segura transfer. *Hydrology and Earth System Sciences*. 22, 6473–6491.
- Peñate, B., García-Rodríguez, L., 2011. Energy optimization of existing SWRO (seawater reverse osmosis) plants with ERT (energy recovery turbines): Technical and thermoeconomic assessment. *Energy*, 36, 613–626.

- Petersen, K.L., Heck, N., Reguero, B.G., Potts, D., Hovagimian, A., Paytan, A., 2019. Biological and physical effects of brine discharge from the carlsbad desalination plant and implications for future desalination plant constructions. *Water*, 11, 208.
- Prosser, R.S., Sibley, P.K., 2015. Human health risk assessment of pharmaceuticals and personal care products in plant tissue due to biosolids and manure amendments, and wastewater irrigation. *Environment international*. 75, 223–233.
- Qadir, M., Wichelns, D., Raschid-Sally, L., McCornick, P.G., Drechsel, P., Bahri, A., Minhas, P.S., 2010. The challenges of wastewater irrigation in developing countries. *Agricultural Water Management*. 97, 561–568.
- Real Decreto 1620/2007, de 7 de diciembre, por el que se establece el régimen jurídico de la reutilización de las aguas depuradas.
- Rincón, L., 2008. Requerimientos de nutrientes en fertirrigación de lechugas especiales y mini lechugas. *Vida Rural* 266, 56–60.
- Rincón, L., 2010. La práctica de la fertirrigación en el cultivo del melocotonero. *Vida Rural* 307, 68–72.
- Rodriguez-Estrella, T., 2012. The problems of overexploitation of aquifers in semi-arid areas: The Murcia Region and the Segura Basin (South-east Spain) case. *Hydrology and Earth System Science. Discuss.*, 9, 5729–5756.
- Rogers, P., de Silva, R., Bhatia, R., 2002. Water is an economic good: how to use prices to promote equity, efficiency, and sustainability. *Water Policy* 41–17.
- Romero-Trigueros, C., Nortes, P.A., Pedrero, F., Mounzer, O., Alarcón, J.J., Bayona, J.M., Nicolás, E., 2014. Assessment of the viability of using saline reclaimed water in grapefruit in medium to long term. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 12(4): 1137-1148.
- Russo, D., Kurtzman, D., 2019. Using desalinated water for irrigation: Its effect on field scale water flow and contaminant transport under cropped conditions. *Water*, 11, 687.
- Semiat, R., 2008. Energy issues in desalination processes. *Environmental science & technology*. 42, 8193–8201.

- Shaffer, D.L., Yip, N.Y., Gilron, J., Elimelech, M., 2012. Seawater desalination for agriculture by integrated forward and reverse osmosis: Improved product water quality for potentially less energy. *Journal of membrane science*. 415–416, 1–8.
- Shaffer, D.L., Yip, J. Gilron, N.Y., Elimelech, M., 2012. Sea. *Journal of Membrane Science*, 415–416, 1–8.
- Shemer, H., Semiat, R., 2017. Sustainable RO desalination—Energy demand and environmental impact. *Desalination*. 424, 10–16.
- Shrivastava, A., Rosenberg, S., Peery, M., 2015. Energy efficiency breakdown of reverse osmosis and its implications on future innovation roadmap for desalination. *Desalination*. 368, 181–192.
- Silber, A., Israeli, Y., Elingold, I., Levi, M., Levkovitch, I., Russo, D., Assouline, S., 2015. Irrigation with desalinated water: A step toward increasing water saving and crop yields. *Water Resources Research*., 51, 450–464.
- Soria-Alfonso, A., 2008. La fertirrigación del limonero (Lemon fertigation). Comunidad Autónoma de la Región de Murcia, Consejería de Agricultura y Agua, MU-1.004-2008, Spain.
- Soto-García, M., Martin-Goriz, B., García-Bastida, P.A., Alcón, F., Martínez- Álvarez, V., 2013. Energy consumption for crop irrigation in a semiarid climate (south-eastern Spain). *Energy*. 55, 1084–1093,
- Spiritos, E., Lipchin, C., 2013. *Desalination in Israel, Water Policy in Israel: Context, Issues and Options*. Springer Publishing, Dordrecht, Netherlands.
- Stillwell, A.S., Webber, M.E., 2016. Predicting the specific energy consumption of reverse osmosis desalination. *Water*. 8, 601.
- Swyngedouw, E., 2013. Into the sea: Desalination as hydro-social fix in Spain. *Annals of the Association of American Geographers*. 103, 261–270.
- Swyngedouw, E., Williams, J., 2016. From Spain's hydro-deadlock to the desalination fix. *Water International*. 41, 54–73.
- Tenne, A., 2011. *The Master Plan for Desalination in Israel, 2020*. Water Authority, State of Israel Desalination Division. Presentation Given in Yuma, Arizona.

- Troldborg, M., Duckett, D., Allan, R., Hastings, E., Hough, R.L., 2017. A risk-based approach for developing standards for irrigation with reclaimed water. *Water Research*. 126, 372–384.
- United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization (UNESCO). 2009. The 3rd United Nations World Water Development Report: Water in a Changing World. UNESCO: Paris, France, 318p.
- WHO (World Health Organization), 2011. Guidelines for Drinking-water Quality, World Health Organization, Geneva.
- Yermiyahu, U., Tal, A., Ben-Gal, A., Bar-Tal, A., Tarchitzky, J., Lahav, O., 2007. Rethinking desalinated water quality and agriculture. *Science* 318, 920–921.
- Zarzo, D., Campos, E., Terrero, P., 2013. Spanish experience in desalination for agriculture. *Desalination and Water Treatment*. 51, 53–66.
- Zarzo, D., Prats, D., 2018. Desalination and energy consumption. What can we expect in the near future?. *Desalination*, 427, 1–9.
- Ziolkowska, J.R., 2015. Is Desalination Affordable? —Regional Cost and Price Analysis. *Water Resources Management*. 29, 1385–1397. *Water*, 11, 1233.

## Apéndice I. Índice de impacto de las publicaciones

### Publicación 1

#### Referencia

Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.) **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.);** Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.); Soto-Garcia, M (Soto-Garcia, M.); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.). *The use of desalinated seawater for crop irrigation in the Segura River Basin (south-eastern Spain).*

Revista *DESALINATION*

Volumen: 422 Páginas: 153-164

DOI: 10.1016/j.desal.2017.08.022

Fecha de publicación: NOV 15 2017

Situada en el puesto 2 de 91 revistas indexadas en la categoría "Water Resources" (Cuartil 1 Q1)

### Publicación 2

#### Referencia

Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, Victoriano); Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, Jose F.); **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, Manuel J.);** Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, Belen); Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, Bernardo). *Characterization of the Agricultural Supply of Desalinated Seawater in Southeastern Spain.*

Revista *WATER WATER*

Volumen: 11 Número: 6

DOI: 10.3390/w11061233

Fecha de publicación: JUN 2019

Situada en el puesto 29 de 91 revistas indexadas en la categoría "Water Resources" (Cuartil 2 Q2)

Fuente: ISI Web of Knowledge. Journal Citation Reports, 2013 JCR Science Edition



### Publicación 3

#### Referencia

Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.); **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.)**; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.); Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.). *The role of reclaimed water for crop irrigation in southeast Spain.*

Revista: WATER SCIENCE AND TECHNOLOGY-WATER SUPPLY

Volumen: 19 Número: 5 Páginas: 1555-1562

DOI: 10.2166/ws.2019.024

Fecha de publicación: AUG 2019

Situada en el puesto 78 de 91 revistas indexadas en la categoría “Water Resources” (Cuartil 4 Q4)

Fuente: ISI Web of Knowledge. Journal Citation Reports, 2013 JCR Science Edition

### Publicación 4

#### Referencia

Maestre-Valero, JF (Maestre-Valero, J. F.) ; **Gonzalez-Ortega, MJ (Gonzalez-Ortega, M. J.)** ; Martinez-Álvarez, V (Martinez-Álvarez, V.) ; Gallego-Elvira, B (Gallego-Elvira, B.) ; Conesa-Jodar, FJ (Conesa-Jodar, F. J.) ; Martin-Gorriz, B (Martin-Gorriz, B.). *Revaluating the nutrition potential of reclaimed water for irrigation in southeastern Spain.*

Revista: AGRICULTURAL WATER MANAGEMENT

Volumen: 218 Páginas: 174-181

DOI: 10.1016/j.agwat.2019.03.050

Fecha de publicación: JUN 1 2019

Situada en el puesto 12 de 91 revistas indexadas en la categoría “Water Resources” (Cuartil 1 Q1)

Fuente: ISI Web of Knowledge. Journal Citation Reports, 2013 JCR Science Edition

